

CAPÍTULO 4

RECURSOS NATURAIS, MANEJO E USO DE ECOSISTEMAS

Autores principais: Francisco de Assis de Souza Filho (UFC), Fabio Rubio Scarano (UFRJ), João Luis Nicolodi (FURG), Helenice Vital (UFRN), Antonio Henrique da Fontoura Klein (UFSC), Paulo Eurico Pires Ferreira Travassos (UFRPE), Fábio Hissa Vieira Hazin (UFRPE), Giampaolo Queiroz Pellegrino (EMBRAPA), Maya Takagi (MDS).

Autores colaboradores: Alfredo Ribeiro Neto (UFPE), Joaquim Gondim (ANA), Braulio Ferreira de Souza Dias (United Nations Convention on Biological Diversity - UNCBD), Francisco Antonio Rodrigues Barbosa (UFMG), Ricardo Bomfim Machado (UnB), Carlos Augusto França Schettini (UFPE), Luciana Costa (Ecology Brasil Ltda.), Gilberto Fonseca Barroso (UFES), Mario Luiz Gomes Soares (UERJ), Luiz Francisco Ditzel Faraco (ICMBio), Humberto Gomes Hazin (UFRPE), Carmem Priscila Bocchi (MDS), Arnaldo Carneiro Filho (SAE), Susian Christian Martins (GVces/FGV), Andrea Koga Vicente (CEPAGRI/UNICAMP), Paula Rodrigues Salgado (EMBRAPA), Iedo Bezerra Sá (EMBRAPA).

Autores revisores: Carlos Eduardo Morelli Tucci (UFRGS), Demetrios Christofidis (MAPA), Rosa Maria Johnsson (UERJ), Fábio Roland (UFJF), Simey Thury Vieira Fisch (UNITAU), Jarbas Bonetti Filho (UFSC), Paulo da Cunha Lana (UFPR), Silvio Jablonski (UERJ), Jorge Pablo Castello (FURG), Aryeverton Fortes de Oliveira (EMBRAPA), Jurandir Zullo Junior (UNICAMP).

ÍNDICE

4.1. RECURSOS HÍDRICOS	44
4.1.1 INTRODUÇÃO	44
4.1.2 FORÇANTES E RECURSOS HÍDRICOS	45
4.1.3. DISPONIBILIDADE E DEMANDA HÍDRICAS NO BRASIL	47
4.1.3.1 DISPONIBILIDADE HÍDRICA	47
4.1.3.2 TENDÊNCIAS E VARIABILIDADE DA DISPONIBILIDADE HÍDRICA	50
4.1.3.3 DEMANDA	53
4.1.4. CENÁRIOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS E SEUS EFEITOS SOBRE OS RECURSOS HÍDRICOS	57
4.1.4.1 VISÃO GERAL	57
4.1.4.2 BACIAS HIDROGRÁFICAS E REGIÕES BRASILEIRAS	58
4.1.4.3 ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	60
4.1.4.4 QUALIDADE DE ÁGUA	60
4.1.4.5 USOS DE ÁGUA	60
4.1.5 ESTRATÉGIA DE ADAPTAÇÃO	60
4.1.6 DESASTRES NATURAIS	64
4.2. ECOSSISTEMAS DE ÁGUA DOCE E TERRESTRES	65
4.2.1 INTRODUÇÃO	65
4.2.2 VULNERABILIDADE E IMPACTO	65
4.2.3 ECOSSISTEMAS DE ÁGUA DOCE	67
4.2.4 ECOSSISTEMAS TERRESTRES	67
4.2.5 ADAPTAÇÃO	69
4.2.6 ADAPTAÇÃO BASEADA EM ECOSSISTEMAS	69
4.2.7 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA	70
4.2.8 BIOCOMBUSTÍVEIS	71
4.2.9 LACUNAS DE DADOS E PESQUISAS	72
4.2.10 CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS	72
4.3. SISTEMA DE COSTA E ÁREAS COSTEIRAS BAIXAS	73
4.3.1 INTRODUÇÃO	73
4.3.2. MANGUEZAL E MARISMAS	75
4.3.2.1 PRINCIPAIS FORÇANTES SOBRE O ECOSSISTEMA 1 MANGUEZAL	75
4.3.2.2 OCORRÊNCIA, COMPOSIÇÃO E FUNCIONAMENTO DE MARISMAS AO LONGO DO LITORAL BRASILEIRO	77
4.3.2.3 POTENCIAIS IMPACTOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE O ECOSSISTEMA MANGUEZAL	78
4.3.2.4 POTENCIAIS IMPACTOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE MARISMAS	82
4.3.2.5 VULNERABILIDADE DO ECOSSISTEMA MANGUEZAL A MUDANÇAS CLIMÁTICAS	84
4.3.2.6 ESTRATÉGIAS DE ADAPTAÇÃO	86
4.3.3. LAGUNAS, LAGOAS E LAGOS COSTEIOS	87
4.3.3.1 INTRODUÇÃO	87
4.3.3.2 POTENCIAIS IMPACTOS DE MCGS EM LAGOAS COSTEIRAS	90
4.3.3.3 AÇÕES ESTRATÉGICAS DE ADAPTAÇÃO A MUDANÇAS CLIMÁTICAS	96
4.3.4. PLATAFORMA CONTINENTAL E PRAIAS	97
4.3.4.1 INTRODUÇÃO	97
4.3.4.2 A ORLA MARÍTIMA	98
4.3.4.3. EROSÃO COSTEIRA	99
4.3.5. VULNERABILIDADE DA ZONA COSTEIRA: ASPECTOS NATURAIS, SOCIAIS E TECNOLÓGICOS	103
4.3.5.1 REGIÃO NORTE	105

4.3.5.2 REGIÃO NORDESTE	106
4.3.5.3 REGIÃO SUDESTE	109
4.3.5.4 REGIÃO SUL	112
4.3.6 SUBSÍDIOS PARA A AÇÃO DO PODER PÚBLICO	114
4.4. ECOSISTEMAS OCEÂNICOS	115
4.4.1 INTRODUÇÃO	115
4.4.2. IMPACTOS E VULNERABILIDADE	117
4.4.2.1 ASPECTOS AMBIENTAIS – FÍSICO-QUÍMICOS – DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS	117
4.4.2.2. ASPECTOS BIOLÓGICOS	119
4.4.3 ESTRATÉGIA DE ADAPTAÇÃO	128
4.4.4 CONCLUSÃO	131
4.5. SISTEMA E SEGURANÇA ALIMENTARES	132
4.5.1 INTRODUÇÃO	132
4.5.2. PRODUÇÃO DE ALIMENTOS E SUA INTERAÇÃO COM MUDANÇAS CLIMÁTICAS	134
4.5.2.1 CENÁRIOS PARA DEMANDA E OFERTA DE TERRA	134
4.5.2.2 USO DE ÁGUA PARA PRODUÇÃO DE ALIMENTOS	138
4.5.2.3 ANÁLISE DE VULNERABILIDADE DOS SISTEMAS AGRÍCOLAS PARA PRODUÇÃO DE ALIMENTOS FRENTE A MUDANÇAS CLIMÁTICAS	139
4.5.3 ARMAZENAMENTO, DISTRIBUIÇÃO E ACESSO A ALIMENTOS E INTERAÇÕES RESPECTIVAS COM MUDANÇAS CLIMÁTICAS	142
4.5.4. ANÁLISE INTEGRADA DE ALTERNATIVAS DE ADAPTAÇÃO PARA AUMENTO DE SEGURANÇA ALIMENTAR	145
4.5.4.1 AÇÕES DE ADAPTAÇÃO NO CONTEXTO DE SEGURANÇA ALIMENTAR	145
4.5.4.2 POLÍTICAS PÚBLICAS PARA O SETOR AGROPECUÁRIO BRASILEIRO	148
4.5.4.3 POLÍTICAS PÚBLICAS PARA PRODUÇÃO E DISPONIBILIDADE DE ALIMENTOS	150
4.5.4.4 POLÍTICAS PÚBLICAS PARA ACESSO A ALIMENTAÇÃO ADEQUADA	151
4.5.4.5 DIRECIONAMENTO DE NOVAS MEDIDAS ADAPTATIVAS QUE BUSQUEM EXPANDIR A SEGURANÇA ALIMENTAR	152
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	153

4.1. RECURSOS HÍDRICOS

4.1.1 INTRODUÇÃO

A disponibilidade hídrica no planeta está distribuída da seguinte forma: 97,5%, nos oceanos, 2,49% de água doce de difícil acesso e, apenas 0,01%, acessível ao homem (*World Resources Institute*, ONU 2008).

O desenvolvimento econômico e o crescimento populacional têm aumentado significativamente a demanda por recursos hídricos. A irrigação é seu maior uso em escala planetária, utilizando 70% da água; seguido pela indústria e pelo abastecimento urbano, com 20% e 10%, respectivamente. Em 2005, o volume demandado por irrigação no planeta era de 2.660 km³/ano, enquanto os rios têm um volume de água estocado de 2.000 km³ e uma vazão de 45.000 km³/ano (Oki e Kanae, 2006). Além do fator quantitativo, a distribuição espacial irregular impõe em algumas regiões, que a escassez hídrica se intensifique e, em outras, que haja maior abundância.

As atividades humanas exercem impactos no meio ambiente, com implicações significativas para disponibilidade e serviços ambientais de água que, por sua vez, impõem riscos crescentes aos seres humanos e à natureza (Wagener *et al.*, 2010). O crescimento populacional e o aumento de riqueza (Kundzewicz *et al.*, 2007), a mudança no uso e ocupação de solo e alterações climáticas são os principais vetores que modificam os padrões de ocorrência de oferta e demanda hídricas.

Pesquisas têm demonstrado a estreita relação entre as atividades antrópicas e a mudança global do clima e, mesmo nos cenários mais otimistas, se espera por efeitos em diferentes níveis e por todo o planeta. Fator limitante para uma análise mais conclusiva a respeito da disponibilidade de água resultante dos cenários do IPCC é a falta de concordância entre modelos climáticos para grande parte do território brasileiro, como já identificado no Quarto Relatório do IPCC (Pachauri e Reisinger, 2007). Grandes áreas do Norte, Nordeste, Centro-Oeste do País se encontram nessa situação. Apenas as regiões Leste e Sul e, ainda, o bioma Amazônia possuem áreas em que mais de 66% dos modelos climáticos concordam quanto ao sinal da mudança hídrica de redução na Bacia Hidrográfica do Rio Amazonas e aumento no Sul (Pachauri e Reisinger, 2007).

As incertezas advindas da grande variabilidade entre cenários e de clima nas escalas anual e pluridecenal impõem estratégias de adaptação e gestão de riscos em recursos hídricos. As atuais práticas provavelmente serão insuficientes para reduzir os impactos negativos de mudanças climáticas sobre a garantia de abastecimento, risco de inundação, saúde, energia, e ecossistemas aquáticos (Kundzewicz *et al.*, 2007).

A incorporação de estratégias de gestão dos recursos hídricos relacionadas à variabilidade climática atual facilitaria a adaptação à mudança do clima futuro (Kundzewicz *et al.*, 2007). Nesse contexto, as pesquisas sobre clima têm uma dupla tarefa (Hulme e Carter, 1999):

- i. aumentar a compreensão do sistema climático e
- ii. articular – e se possível, quantificar – as incertezas associadas com vistas a instrumentalizar, de forma adequada, as estratégias de adaptação e gestão do risco.

O setor de recursos hídricos tem que aprimorar seus métodos e práticas para melhor enfrentar os desafios de um mundo em mudança, no qual as variáveis hidrológicas não podem mais ser consideradas estacionárias (Milly *et al.*, 2008). Independente das incertezas envolvidas na mensuração dos impactos da mudança climática futura sobre o regime hídrico, a escassez de recursos financeiros e a existência de áreas atualmente deficitárias na implementação desse tipo de gestão indicam a necessidade de adoção de medidas de adaptação sem *arrependimento* – *no regrets*, : aquelas dirigidas à solução de problemas associados à variabilidade climática existente ao mesmo tempo que aumentam a resiliência aos efeitos de uma possível modificação do clima. Ou seja, enfrentando-se os problemas atuais, aumentar-se-á a capacidade da sociedade e da economia de lidarem

com as esperadas alterações.

Neste capítulo do RAN1, buscou-se entender o estado da arte dos impactos da mudança do clima sobre recursos hídricos no Brasil por meio de ampla revisão bibliográfica, demonstrando a situação atual, as tendências observadas e as perspectivas esperadas a partir dos modelos do IPCC.

O aquecimento global observado durante várias décadas tem sido associado a mudanças no ciclo hidrológico de grande escala, tais como:

- aumento da quantidade de água retida na atmosfera;
- alteração nos padrões de ocorrência da precipitação – intensidade e extremos –;
- cobertura de neve reduzida e derretimento de gelo; e,
- mudanças na umidade de solo e no escoamento (Bates *et al.*, 2008).

Essas alterações climáticas modificam a quantidade e a qualidade da água, afetando potencialmente:

- i. a produção de alimentos, podendo levar à diminuição da segurança alimentar e maior vulnerabilidade dos agricultores pobres, especialmente nos trópicos áridos e semiáridos (Bates *et al.*, 2008);
- ii. a saúde dos ecossistemas e o crescimento e propagação de doenças relacionadas à água. (Kabat *et al.*, 2002);
- iii. o abastecimento de populações humanas;
- iv. a função e operação da infraestrutura hídrica existente, bem como
- v. as práticas de gestão de água (Kundzewicz *et al.*, 2007).

O clima também condiciona a demanda da água urbana e agrícola, por exemplo, que são influenciadas pela temperatura do ar e outras variáveis meteorológicas. Dessa forma, mudanças climáticas afetam os recursos hídricos em termos de oferta e de demanda.

As implicações da variabilidade e alterações climáticas não têm sido integralmente consideradas nas atuais políticas de recursos hídricos e nos processos de tomada de decisão (Kabat *et al.*, 2002). Isso é particularmente verdadeiro nos países em desenvolvimento, onde recursos financeiros e impactos humanos e ecológicos são potencialmente maiores e os recursos hídricos já podem estar em situação de grande estresse, associados ainda, à pequena capacidade de se enfrentar e se adaptar às mudanças (Kabat *et al.*, 2002).

O Brasil é um país cuja economia e população humana são significativamente condicionadas pelo clima e, por consequência, é sensível a mudanças climáticas. A primeira, fortemente dependente de recurso natural, está diretamente ligada ao clima notadamente nos casos da agricultura e da geração de energia hidroelétrica, assim como no de vastos setores da população submetidos a eventos climáticos extremos, tais como os habitantes do semiárido nordestino, de áreas de risco de deslizamentos em encostas e zonas submetidas a inundações nos grandes centros urbanos (Freitas, 2005; Freitas e Soito, 2008).

4.1.2 FORÇANTES E RECURSOS HÍDRICOS

O principal desafio da hidrologia é lidar com mudanças induzidas pelo Homem, notadamente no uso do solo e no clima. Como observam Wagener *et al.* (2010), as atividades humanas na atualidade são rivais das forças da escala geológica (Kieffer, 2009), com uma pegada que se aprofunda e alarga rapidamente por todo o planeta (Sanderson *et al.*, 2002). Manifestações dessa pegada são visíveis no declínio das geleiras resultante de mudanças climáticas induzidas pelo homem (Barnett *et al.*, 2008), na rápida redução do armazenamento em aquífero pelo bombeamento excessivo de águas subterrâneas (Rodell *et al.*, 2009), na modificação do regime de escoamento dos rios devido à construção de represas (Poff *et al.*, 2007) e na recarga de água subterrânea alterada pelas

mudanças do uso de solo (Scanlon *et al.*, 2006), por exemplo. De forma similar, modificam-se e tendem a crescer, as demandas das populações por energia, água e alimentos (King *et al.*, 2008; Jackson *et al.*, 2001; Vörösmarty *et al.*, 2000).

A disponibilidade de água em uma bacia hidrográfica é influenciada por forçantes de ordem climática e não climática (IPCC, 2007a). São dominantes, entre as primeiras, precipitação, temperatura e evaporação e, entre as não climáticas, aquelas associadas a uso de solo e lançamento de poluentes.

A influência das forçantes climáticas globais sobre as variáveis hidrológicas em uma bacia hidrográfica tem ampla documentação na literatura. Diversos estudos (Kousky *et al.*, 1984; Kayano *et al.*, 1988; Ropelewski e Halpert, 1987 e 1989) mostram que as condições de temperatura da superfície do mar no Oceano Pacífico, na região de ocorrência de *El Niño* influenciam, através da circulação de Walker¹ (Walker, 1928), o regime hidrológico do Nordeste, Leste da Amazônia Legal e Sul do Brasil. O Oceano Atlântico também influencia o regime de precipitações, principalmente na primeira das regiões acima citadas (Moura e Shukla, 1981; Servain, 1991). O conhecimento dessa dinâmica dá previsibilidade de alguns meses de antecedência ao regime de chuvas sobre o território nordestino (Hastenrath, 1990; Hastenrath e Greishar, 1993; Hastenrath e Moura, 2002; Alves *et al.*, 1995, 2005, 2006, Sun *et al.*, 2005, 2006).

As regiões Sul e Sudeste do Brasil têm seus regimes de precipitação influenciados pela passagem e pela intensidade de sistemas frontais (Oliveira, 1986; Guedes *et al.*, 1994); pelo posicionamento do jato subtropical da América do Sul (Kousky e Cavalcanti, 1984; Browning, 1985) e por complexos convectivos de mesoescala (CCM), (Madox, 1983; Miller e Fritsch, 1991). A Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) é definida como uma banda de nebulosidade convectiva que, geralmente, se origina na região da Bacia Hidrográfica do Rio Amazonas e se estende em direção à Região Sudeste do Brasil, passando pelo Centro-Oeste e alcançando o Oceano Atlântico (Satyamurti *et al.*, 1998).

As forçantes não climáticas influenciam os recursos hídricos através de mudança de uso de solo, construção de reservatórios e emissão de poluentes (IPCC, 2007a). As modificações naturais e artificiais na cobertura vegetal das bacias hidrográficas influenciam seu comportamento hidrológico (Tucci e Clarke, 1997; Tucci, 2002, 2003; Zhao *et al.*, 2010). Os fluxos globais de vapor d'água da superfície terrestre estão se modificando devido à ação do Homem.

O desmatamento é uma força motriz tão grande quanto a irrigação em termos de mudanças no ciclo hidrológico, diminuindo os fluxos globais de vapor a partir da terra em 4% – 3.000 km³/ano –, que é quantitativamente tão grande quanto o daquele causado pelo aumento da irrigação – 2.600 km³/ano (Gordon *et al.*, 2005).

O uso de água ainda é conduzido por mudanças na população, consumo de alimentos, política econômica, tecnologia e estilo de vida das sociedades (Oki, 2005), além da economia internacional (Ramirez-Vallejo e Rogers, 2004).

¹A Célula de Walker é o resultado de uma gangorra de pressão à superfície entre os setores oeste e leste ao longo do cinturão equatorial da bacia do Oceano Pacífico (Walker, 1924). As circulações do tipo Walker são marcadas por zonas de ascensão de ar - fonte quente - na parte oeste do Pacífico Tropical e descida do ar no extremo leste desse oceano. Isso faz com que a parte oeste do Oceano Pacífico seja uma região de chuvas frequentes e, de forma oposta, a parte leste, na costa da América do Sul, seja uma região de chuvas escassas. É importante ressaltar que anomalias nas temperaturas da superfície do mar nessa faixa do oceano - El Niño La Niña - provocam alterações na circulação normal da Célula de Walker.

Existem amplas evidências de que mudanças no uso de solo e a variação de clima nas bacias hidrográficas conjugadas do Rio da Prata podem ter contribuído para um aumento de 30% no fluxo médio do Rio Paraná desde 1970. Tucci e Clarke (1998) perceberam que esse incremento na vazão dos rios aconteceu após grandes áreas terem sido desmatadas ou o uso de sua terra, modificado. A intensificação das atividades agrícola e industrial na região motivou uma transição da cultura do café para as da soja e da cana-de-açúcar, assim como para a criação de gado na Sub-bacia Hidrográfica do Rio Paraná. O aumento de uso de solo representou, aproximadamente, 1/3 do aumento médio de 30% na vazão.

A queda sistemática nas vazões das sub-bacias hidrográficas do Rio Paraíba do Sul (Marengo *et al.*, 1998) e do Rio Piracicaba (Morales *et al.*, 1999) em vários pontos de observação aponta para incrementos na área agrícola e no uso de água como causas para diminuição ou distribuição alterada no regime de chuvas nas bacias dessas áreas (Marengo, 2001b).

Observa-se aqui, que o uso de solo tem efeito sobre o escoamento devido à modificação da relação entre chuva e deflúvio ou às retiradas de usos de água implantados na bacia, podendo, dessa forma, aumentar ou diminuir a vazão em cada seção fluvial.

Os efeitos adversos do clima sobre os sistemas de água doce agravam os impactos causados por outras pressões, tais como o crescimento populacional, a mudança de atividade econômica ou uso de terra e a urbanização.

4.1.3. DISPONIBILIDADE E DEMANDA HÍDRICAS NO BRASIL

4.1.3.1 DISPONIBILIDADE HÍDRICA

O conhecimento e a quantificação das disponibilidades hídricas são imprescindíveis para que se possa contabilizar e qualificar como uma possível mudança climática atuará sobre elas, permitindo, assim, que se processem medidas de adaptação.

Parte do cenário desejável para o futuro corresponde a uma situação em que a disponibilidade hídrica é maior que sua demanda. Isso é válido para todas as bacias hidrográficas, aí evidentemente incluídos, aspectos quantitativos e qualitativos. Tudo indica, entretanto, que ao longo do século XXI, a disponibilidade dos recursos hídricos diminuirá, quer por interferências climáticas e antrópicas, quer pelo simples aumento de demanda.

A Tabela 4.1 apresenta a vazão – a média, a estiagem e a disponibilidade hídrica – nas regiões hidrográficas brasileiras.

Tabela 4.1 Disponibilidade hídrica e vazões médias e de estiagem (PNRH, 2006a)

Região hidrográfica	Vazão média ¹ – m ³ /s	Disponibilidade hídrica – m ³ /s	Estiagem - Q95 – m ³ /s
Amazônica	132.145	73.748	73.748
Tocantins - Araguaia	13.799	5.447	2.696
Atlântico Nordeste Ocidental	2.608	320	320
Parnaíba	767	379	294
Atlântico Nordeste Oriental	774	91	32
São Francisco	2.846	1.886	852
Atlântico Leste	1.484	305	252
Atlântico Sudeste	3.162	1.109	986
Atlântico Sul	4.055	647	647
Paraná	11.414	5.792	3.901
Uruguai	4.103	565	394
Paraguai	2.359	782	782
Brasil	179.516	91.071	84.904

¹Bacia Hidrográfica do Rio Amazonas ainda compreende uma área de 2,2 milhões de Km² em território estrangeiro, que contribui com adicionais 86.321 m³/s em tempo de vazão média.

Bacia Hidrográfica do Rio Uruguai ainda compreende uma área de 37 mil Km² em território estrangeiro, que contribui com adicionais 878 m³/s em tempo de vazão média.

Bacia Hidrográfica do Rio Paraguai compreende uma área de 181 mil Km² em território estrangeiro, que contribui com adicionais 595 m³/s em tempo de vazão média.

Fonte: Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2009 / Agência Nacional de Águas (Brasília: ANA).

A vazão média anual dos rios em território brasileiro é de 179 mil m³/s, o que corresponde a, aproximadamente, 12% da disponibilidade hídrica superficial mundial, que é de 1,5 milhões de m³/s – 44.000 km³/ano, (Shiklomanov, 1998).

Levando-se em consideração as vazões oriundas de território estrangeiro que entram no País – dos países que compartilham as bacias e sub-bacias hidrográficas do Rio Amazonas – 86.321 m³/s –, do Uruguai – 878 m³/s – e do Paraguai – 595 m³/s –, a disponibilidade hídrica total atinge valores da ordem de 267 mil m³/s ou 8.427 km³/ano – equivalentes a 18% da disponibilidade hídrica superficial mundial (Plano Nacional de Recursos Hídricos - PNRH, 2006a).

A Bacia Hidrográfica do Rio Amazonas detém 73,6% dos recursos hídricos superficiais nacionais. Ou seja, sua vazão média é quase três vezes maior do que a soma daquelas registradas por todas as demais regiões hidrográficas brasileiras (PNRH, 2006a).

A Figura 4.1 apresenta a contribuição intermediária das bacias hidrográficas brasileiras em termos de vazão média específica (ANA, 2009).

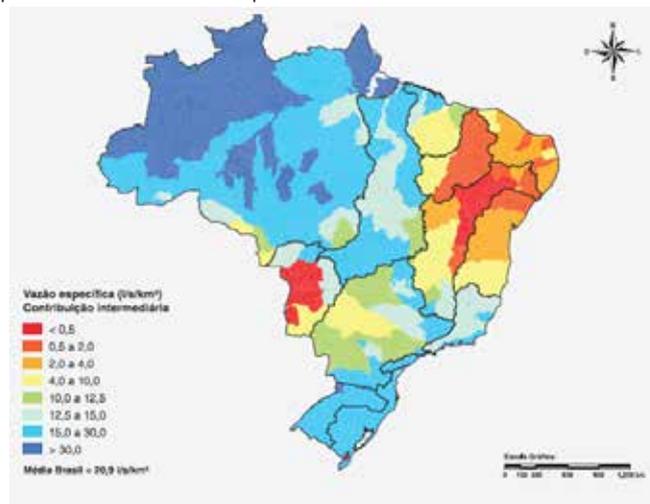
A vazão específica indica a capacidade de geração de vazão de uma determinada bacia e no Brasil, varia de menos de dois L/s km² nas bacias da região semiárida, a até mais de 40 L/s km² no Noroeste da Bacia Hidrográfica do Rio Amazonas (PNRH, 2006a).

A baixa vazão específica observada na região do bioma Pantanal – a da Sub-bacia Hidrográfica do Rio Paraguai – mostra que essa área, apesar da abundância de água oriunda da região de planalto

tem baixa contribuição específica ao escoamento superficial (PNRH, 2006a) devido à grande quantidade do recurso natural utilizada para prover a sustentação do ecossistema nas áreas pantaneiras alagadas.

A partir dos dados apresentados, fica evidente a heterogeneidade de disponibilidade hídrica superficial nas regiões hidrográficas brasileiras. Tal fato se torna de grande relevância para os estudos de cenários relacionados a mudanças climáticas que, certamente, implicarão comportamentos também heterogêneos com relação às vazões.

Figura 4.1 Distribuição espacial das vazões específicas no território brasileiro

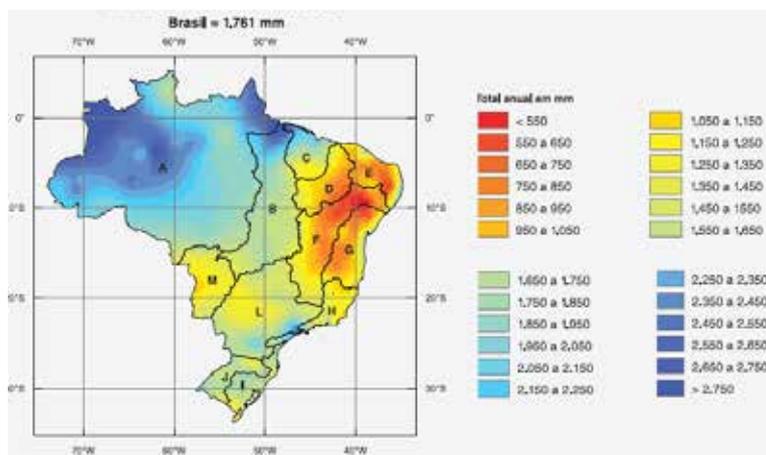


Fonte: *Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2009* / Agência Nacional de Águas (Brasília: ANA, 2009).

Atenção especial deve ser dada à região do semiárido brasileiro, que se caracteriza naturalmente como de alto potencial para evaporação de água em função da enorme incidência de horas de sol sobre o mesmo e de suas altas temperaturas do ar. Essa elevada evaporação e a grande variabilidade *interanual* dos deflúvios proporcionam significativa oscilação na disponibilidade hídrica em superfície.

A variação do escoamento nos rios é influenciada por diversos fatores, entre os quais se destaca a precipitação ocorrida na bacia de contribuição. No País, a precipitação média anual – calculada a partir do histórico de 1961 a 2007 – é de 1761 mm, variando de valores na faixa de 500 mm na região semiárida do Nordeste a mais de 3.000 mm na região da Bacia Hidrográfica do Rio Amazonas. A Figura 4.2 apresenta o mapa de precipitação média em regiões hidrográficas durante o período de 1961 a 2007.

Figura 4.2. Mapa da precipitação média em regiões hidrográficas, período entre 1961 a 2007.



Obs.: As regiões hidrográficas estão representadas de acordo com as seguintes siglas: A – Amazonas; B – Tocantins-Araguaia; C – Atlântico Nordeste Ocidental; D – Parnaíba; E – Atlântico Nordeste Oriental; F – São Francisco; G – Atlântico Leste; H – Atlântico Sudeste; I – Atlântico Sul; J – Uruguai; L – Paraná; M – Paraguai. **Fonte:** Adaptado de *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2009* / Agência Nacional de Águas (Brasília: ANA, 2009).

Sobre as reservas hídricas subterrâneas, embora em muitas regiões seu uso seja complementar ao superficial, em outras áreas do País são elas que representam o principal manancial hídrico. No Brasil, 15,6% dos domicílios utilizam exclusivamente água do subsolo (IBGE, 2002) e, estima-se que existam pelo menos 400 mil poços (Zoby e Matos, 2002).

A água de poços e fontes vem sendo utilizada intensamente para diversos fins, tais como, abastecimento humano, irrigação, indústria e lazer, desempenhando importante papel no desenvolvimento socioeconômico.

O domínio fraturado ocupa cerca de 4.600.000 km², que equivalem a 54% do território nacional. Ele apresenta, em geral, sistemas aquíferos com potencial hídrico inferior àqueles pertencentes aos domínios hidrogeológicos fraturado-cárstico e poroso (PNRH, 2006a). No cristalino do semiárido nordestino brasileiro, a produtividade dos poços fica restrita às zonas fraturadas na rocha. Muito comumente, eles apresentam vazões entre 1 e 3 m³/h, e sua água possui elevada salinidade, frequentemente acima do limite de potabilidade. Apesar disso, constituem a fonte de abastecimento disponível em muitas pequenas comunidades do interior nordestino (PNRH, 2006a).

O domínio fraturado-cárstico ocupa aproximadamente 400.000 km², uma área correspondente a 5% do País. Os principais sistemas aquíferos são os de Jandaíra, o da Bacia Potiguar – na província hidrogeológica costeira –, e Bambuí – na província hidrogeológica São Francisco. O fluxo de água nesses sistemas aquíferos é influenciado pelas feições de dissolução cárstica associadas às descontinuidades rúpteis – fraturas – nas rochas calcárias. Em função disso, esses sistemas aquíferos apresentam poços com produtividade muito variada (PNRH, 2006a). A faixa mais comum de vazão dos poços é de 5 a 60 m³/h para profundidades geralmente entre 50 e 150 metros (PNRH, 2006a).

O domínio poroso ocupa uma área de cerca de 3.500.000 km², equivalente a 41% do território nacional, inclui os aquíferos de maior vocação hídrica e está situado nas bacias sedimentares. As maiores bacias sedimentares brasileiras são do Paleozoico – 540 a 250 milhões de anos –, destacando-se as dos rios Paraná, Parnaíba e Amazonas (PNRH, 2006a). A vazão dos poços situa-se, na sua maioria, entre 5 e 400 m³/h para profundidades entre 50 e 400 m (PNRH, 2006a).

Além de quantidade e distribuição, é importante considerar que a degradação da água provoca redução de sua porção efetivamente disponível às atividades humanas e aos processos naturais. Em âmbito nacional, o principal problema que afeta esse recurso é o lançamento de esgoto doméstico já que apenas 47% dos municípios brasileiros possuem rede coletora de esgoto e, somente 18% deles recebem algum tratamento. A carga orgânica doméstica total do País é estimada em 6.389 t. DBO_{5,20}/dia (ANA, 2005b).

A *eutrofização* dos corpos d'água, outro problema relacionado com qualidade de água, é caracterizada pelo aumento de concentração de nutrientes, especialmente de nitrogênio e fósforo, causando crescimento excessivo de plantas aquáticas em níveis tais, que interferem em seus usos desejáveis. Embora possa ocorrer em rios, o fenômeno acontece principalmente em lagos e represas e está associado a uso e ocupação de solo na bacia hidrográfica (PNRH, 2006a).

4.1.3.2 TENDÊNCIAS E VARIABILIDADE DA DISPONIBILIDADE HÍDRICA

A oferta hídrica é definida pelo comportamento médio e a variabilidade do regime hidrológico – que define os eventos extremos de secas e de cheias. Dessa forma, a avaliação do comportamento médio e sua alteração – tendência dos padrões de variação – são relevantes para a estimativa da disponibilidade hídrica futura.

Diversos estudos têm sido realizados para identificação dessas tendências em diferentes regiões e bacias hidrográficas brasileiras, considerando variações naturais e possíveis efeitos de mudança do clima.

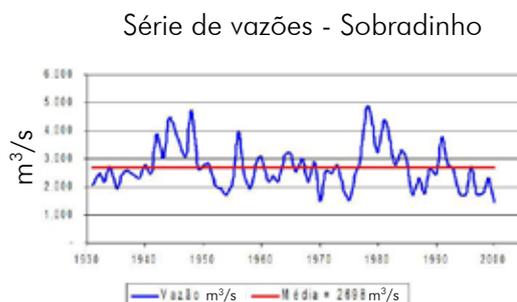
Na região da Bacia Hidrográfica do Rio Amazonas, não se verificou tendências significativas de chuvas ou vazões, ainda que o desmatamento tenha aumentado gradativamente nos últimos vinte anos (Marengo e Valverde, 2007). Observou-se algumas mudanças sistemáticas de chuva e de componentes do balanço hidrológico desde 1975 para 1976, o que poderia estar associado mais provavelmente a mudanças de clima decenais, com períodos de 20 a 30 anos, do que a uma tendência sistemática, unidirecional, de queda ou aumento por longo prazo (Dias de Paiva e Clarke, 1995a; Dias de Paiva e Clarke, 1995b; Marengo, 2001a, Costa e Foley, 1999, Curtis e Hastenrath, 1999; Marengo, 2003).

No Nordeste, foi observado por alguns pesquisadores ligeiro aumento de chuvas no longo prazo (Wagner, 1996; Hastenrath e Greischar, 1993; Costa dos Santos *et al.*, 2009), e, por outros, redução (Moncunill, 2006; Lacerda *et al.*, 2009) e, ainda, houve os que não encontraram tendência estatisticamente significativa (Marengo e Valverde, 2007).

Para o Rio São Francisco, as séries no posto de Sobradinho (Sampaio, 2001) apontaram para quedas sistemáticas nas vazões desde 1979 (Marengo, 2001b). Por outro lado, estudo realizado por Tröger *et al.* (2004), que investigou a aceitação da hipótese de *estacionariedade* de séries de vazões naturais nas usinas hidrelétricas de Três Marias e Sobradinho no período de 1931 a 2001, não observou evidências para rejeitá-la.

A Figura 4.3 apresenta neste capítulo o *fluviograma* médio anual – ano hidrológico – da usina hidrelétrica de Sobradinho e seu desvio com relação à média de vazões do período abrangido pelo citado estudo. Pode-se observar que a série considerada não apresenta tendências importantes ou quaisquer mudanças de comportamento que possam caracterizar ruptura.

Figura 4.3. *Fluviograma* médio anual de Sobradinho.



Fonte: Adaptado de Tröger *et al.*, 2004

As precipitações e as vazões fluviais na Bacia Hidrográfica do Rio Amazonas e no Nordeste apresentam variabilidade em escalas anuais e decenais, mais importantes do que tendências de aumento ou redução (Datsenko *et al.*, 1995; Souza Filho, 2003; Marengo e Valverde, 2007). Esse fato está associado a padrões de variação nos oceanos Pacífico e Atlântico na mesma escala de tempo, como é o caso da anual associada a *El Niño* Oscilação Sul (ENOS) ou das decenais *Pacific Decadal Oscillation* (PDO), *North Atlantic Oscillation* (NAO) e das atlânticas tropical e sul (Guedes *et al.*, 2006; Marengo e Valverde, 2007).

No Sul do Brasil e no Norte da Argentina, observou-se tendências de aumento de chuvas e vazões de rios desde meados do século XX (Marengo e Valverde, 2007).

Os rios da Prata e o Paraná apresentaram tendência de queda de 1901 a 1970 e aumento sistemático nas vazões desde o início dos anos 70 até o presente (Barros *et al.*, 1999; Tucci, 2001), que se mostrou consistente com o incremento de precipitações observadas (Hulme e Sheard, 1999).

A Bacia Hidrográfica do Rio Paraná, que drena os estados do Sul e parte do Paraguai, tem apresentado importante aumento de vazão nas últimas décadas. A região do Pantanal também faz parte dessa bacia,

de modo que qualquer alteração nos rios mencionados tem implicações diretas sobre a capacidade de armazenamento desse enorme reservatório natural.

As vazões aumentaram aproximadamente 15% desde a década de 1960, em elevação consistente com os crescentes valores da precipitação observados nessa bacia. (Marengo *et al.*, 1998; Marengo, 2001b; Garcia e Vargas, 1998; Barros *et al.*, 1999).

Na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná, a série de vazões não se mostrou estacionária (Müller *et al.*, 1998), e exibiu as seguintes características:

1. as séries de vazões naturais nos rios Tietê, Paranapanema e Paraná – a jusante do Rio Grande – não se configuraram como estacionárias e apresentaram aumento de médias após o ano de 1970;
2. a taxa de expansão das vazões médias cresceu de montante para jusante;
3. os postos pluviométricos nas bacias dos rios Grande, Tietê e Paranapanema também apresentaram não estacionariedade; e,
4. somente a Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba manteve estacionariedade de vazões para todo o período da análise.

Um degrau climático em 1970 e 1971 foi identificado para os rios que correm nas regiões Centro-Oeste, Sudeste e Sul do Brasil, variando dentro da faixa zona de 15° S a 30° S, exceto no caso do Paraíba do Sul e do Doce. As bacias localizadas mais ao Leste das regiões Sul e Sudeste não apresentaram o degrau em sua vazão pós-1970 (Guetter e Prates, 2002).

As bacias do Sul e do Sudeste brasileiros são de grande importância para a geração hidroelétrica, correspondendo a 80% da capacidade instalada no País. A não estacionariedade das séries de vazões pode ter impacto significativo no cálculo da energia assegurada.

A análise das tendências do regime pluvial na Região Metropolitana de Belo Horizonte indicou possível tendência de aumento de precipitação no período mais seco – de abril a setembro –, em contraposição a outra de diminuição de chuvas no período mais chuvoso – de outubro a março –, apesar de, neste período, ter sido observada propensão significativa em apenas uma série pluviométrica. Tanto o regime anual, quanto os totais mensais máximos anuais da região não apresentaram evidências de mudanças (Alexandre *et al.*, 2010).

A não estacionariedade das séries de vazões pode estar associada tanto a forçantes climáticas como a não climáticas. Estas últimas podem derivar de:

- i. alterações de uso de solo, por desmatamento e diferentes práticas agrícolas;
- ii. construção de reservatórios de portes distintos a montante em bacias;
- iii. inconsistência de dados hidrológicos ao longo de muitos anos, seja por medida e/ou por alteração do leito do rio na seção de medição; e ainda, de
- iv. retirada de água para usos *consuntivos* – em irrigação, principalmente (Tucci e Braga, 2003).

As forçantes climáticas estão relacionadas às oscilações em ENOS *Pacific Decadal Oscillation* (PDO), *North Atlantic Oscillation* (NAO) e nas porções tropical e Sul do Oceano Atlântico, conforme apresentado anteriormente.

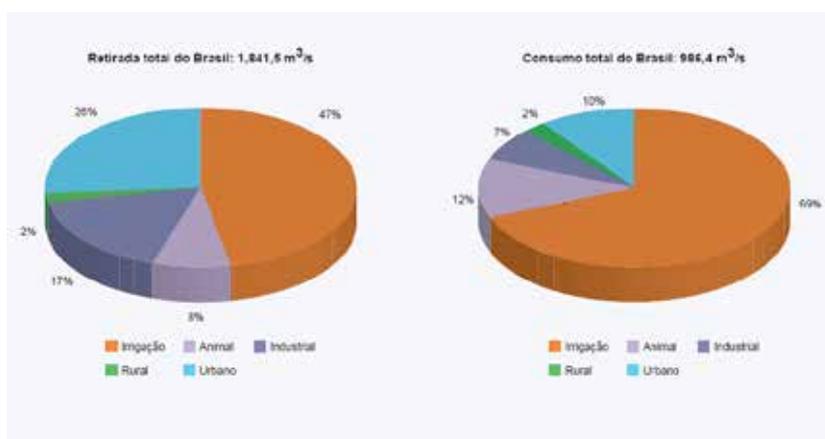
A análise da não estacionariedade em séries hidrológicas demanda informações sobre tendências e padrões de variação de baixa frequência do clima – de décadas a séculos. O clima das próximas décadas depende, tanto de variações climáticas naturais, como de forças antropogênicas. Previsões climáticas decenais devem tentar cobrir a lacuna entre a previsão sazonal e *interanual*, com prazos de dois anos ou menos, e as projeções de mudanças climáticas de um século à frente (Cane, 2010). Não há nenhuma teoria amplamente aceita para esse tipo de cálculo e não se sabe se sua evolução passada é a chave para seu futuro (Cane, 2010). No entanto, como a extensão de registros

tem aumentado, os hidrólogos tomaram consciência da estrutura de baixa frequência do clima – por exemplo, oscilações *ENSO*, *PDO*, *NAO* – e têm procurado desenvolver cenários de vazões considerando essa variabilidade (Dettinger *et al.*, 1995; Ghil e Vautard, 1991; Keppenne e Ghil, 1992a; Keppenne e Lall, 1996; Lall e Mann, 1995; Mann e Park, 1993, 1994, 1996; Know *et al.*, 2007; Souza Filho *et al.*, 2008).

4.1.3.3 DEMANDA

Os usos de água podem ser não *consuntivos*, ou seja, aqueles que não afetam significativamente sua quantidade; e *consuntivos*, aqueles que implicam redução de disponibilidade hídrica. No Brasil, a vazão de retirada para usos *consuntivos* no ano de referência de 2000 foi de 1.592 m³/s (ANA, 2005a) e cresceu até 1.842 m³/s em 2009 (ANA, 2009). Cerca de 53% – 983 m³/s – foi efetivamente consumido e 854 m³/s retornaram à bacia (PNRH, 2006a). Os usos de água por tipo estão representados na Figura 4.4 deste capítulo (ANA, 2009).

Figura 4.4. Demandas consuntivas no País



Fonte: ANA, 2009.

A irrigação é responsável pela maior parte da água captada, com a vazão de retirada no País estimada em 866 m³/s – ou 47% do total – e também, pela maior participação no consumo de água, correspondendo a 69% (PNRH, 2006a).

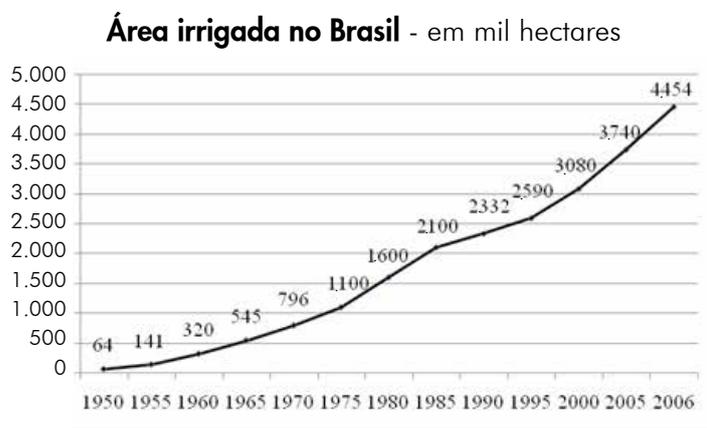
No mundo, uma área da ordem de 1.541 bilhões de hectares está ocupada pela produção agrícola, dos quais cerca de 277 milhões têm infraestrutura hídrica de irrigação. A área irrigada corresponde a 18% do total cultivado e é responsável por aproximadamente 44% da produção agrícola. No Brasil, a área irrigada corresponde a menos de 10% da cultivada, mas responde por mais de 25% do volume e a 35% do valor econômico total de produção (ANA, 2009). Além disso, o País detém potencial superior a 13% da capacidade mundial de incorporação de novas áreas à agricultura irrigada (Christofidis, 2005).

O total de área irrigada no território brasileiro, no ano de referência de 2006, levantado pelo CENSO Agropecuário, era de 4,6 milhões de hectares e estava distribuída da seguinte forma:

- 24% no método de inundação;
- 5,7% por sulcos;
- 18% sob o pivô central;
- 35% em outros métodos de aspersão;
- 7,3% com métodos localizados; e
- 10% com outros métodos ou molhação (ANA, 2010).

Apesar do visível incremento de superfície ocupada por irrigação, ocorrido no Brasil desde a década de 1950 e representado na Figura 4. O País ainda está longe de atingir seu potencial, estimado em mais de 29 milhões de hectares. O crescimento da atividade significa aumento de demanda por água. No entanto, cabe destacar que as áreas irrigadas por métodos de superfície, especialmente o de inundação, têm crescido a ritmo mais lento do que aquelas cujo uso é mais eficiente, inferindo-se disso, tendência de redução de índice do recurso natural captado por hectare irrigado.

Figura 4.5. Evolução da área irrigada no Brasil, 1950 a 2006.



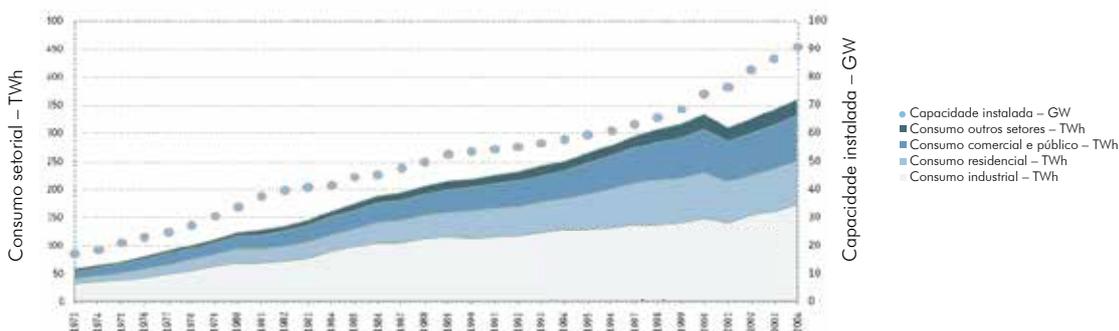
Fonte: Christofidis e Goretti, 2009

Entre os usos não *consuntivos*, destaca-se o aproveitamento do potencial de geração de hidroeletricidade, que constitui a base da matriz energética do País. O desenvolvimento socioeconômico está cada vez mais baseado no uso intensivo de energia. Consta-se crescente demanda por energia elétrica no mundo, bem como a importância dessa expansão para o desenvolvimento das nações e para a melhoria dos padrões de vida. De acordo com o Departamento de Energia (DOE), dos Estados Unidos, o consumo de eletricidade praticamente dobrará até 2025 (MMA, 2006b).

Os dados sobre evolução de capacidade de produção de energia elétrica instalada no Brasil, consideradas todas as fontes energéticas, revelam que, entre 2007 e 2009, houve acréscimo de quase 6.000 MW ao total do sistema, sendo 1.853 MW referentes à geração hidroelétrica (ANA, 2010). A evolução do consumo de eletricidade e de potência instalada está representada na Figura 4.

Até 2016, está previsto crescimento médio anual de consumo de energia elétrica pelo setor residencial de 5,5% ao ano, ampliando-o de 78.469 GWh, em 2004 para 152.705 GWh em 2016. Além do aumento do alcance da eletrificação através de programas como Luz para Todos, do governo federal, o consumo por unidade consumidora deverá se expandir a uma média de 140 kWh/mês em 2004 para 191 kWh/mês em 2016 (MME, 2005).

Figura 4.6. Evolução do consumo de eletricidade.



Obs.: em TWh e da potência instalada – GW.

Fonte: MME, 2005.

O uso industrial dos recursos hídricos tem participação ainda reduzida no total consumido no Brasil em comparação com países desenvolvidos. No entanto, apresenta importância não somente pelas retiradas, mas também pelo lançamento de efluentes. Com relação às águas *residuárias*, estudos do IPEA indicaram que a maioria dos estabelecimentos pesquisados afirmou realizar o descarte na rede pública de esgoto.

Importante destacar que as indústrias com maior demanda de água são também aquelas que, em sua maioria, fazem pré-tratamento de efluentes antes do lançamento nos corpos hídricos, a saber:

- 81% das indústrias de alimentos e bebidas;
- 100% das indústrias têxteis;
- 100% das indústrias de papel e celulose; e
- 75% das indústrias de metalurgia.

Contrariamente, 90,9% das indústrias que utilizam a rede pública para lançamento de efluentes não fazem nenhum pré-tratamento (MMA, 2006c).

O uso mais nobre dos recursos hídricos é o abastecimento humano, que vem alcançando mais brasileiros ao longo do tempo. Entretanto, parte da população, especialmente aquela dispersa em núcleos rurais, ainda não recebe água potável encanada.

Segundo dados levantados pela Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB 2008), a distribuição de água chega a 78,6% dos domicílios brasileiros, com tratamento em 87,2% dos municípios. Já o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS 2008) aponta que 81,2% da população tem acesso à rede distribuidora.

Em ambas as pesquisas, grandes diferenças são percebidas entre diversas regiões do País no que diz respeito ao atendimento e à qualidade da água distribuída. Nas regiões Norte e Nordeste, estão os menores percentuais de domicílios atendidos, sendo que, na primeira, 20,8% dos municípios com rede de abastecimento não realizam qualquer tratamento do recurso e, desses, 99,7% têm população de até 50.000 habitantes e densidade demográfica menor que 80 residentes por quilômetro quadrado.

Na Tabela 4.2 deste capítulo, estão representados os índices de cobertura de abastecimento de água desde 2004 apurados pelo SNIS.

Tabela 4.2. Índices de cobertura de abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto, segundo resultados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) de 2004 a 2008.

Tema	Índices de cobertura ao longo dos anos - fonte: SNIS				
	Atendimento - %				
	2004	2005	2006	2007	2008
Abastecimento urbano de água	95,4	96,3	93,1	94,2	94,7
Coleta de esgotos domésticos urbanos	50,3	47,9	48,3	49,1	50,6
Tratamento de esgotos domésticos urbanos	31,3	31,7	32,2	32,5	34,6

Figura 4.7. Distribuição percentual em relação à população analisada conforme diagnóstico de abastecimento.



Fonte: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS

Conforme a PNSB 2008, houve racionamento de água em 1.296 municípios ou 23,4% do total no País. As regiões em que esse problema registrou maior incidência foram a Nordeste – 40,5% – e a Norte – 24,9%. Na primeira, chamaram a atenção os estados de Pernambuco – 77,3% –, Ceará – 48,9% – e Rio Grande do Norte – 46,7%; e, na segunda os estados do Amazonas – 43,5% – e Pará – 41,4%.

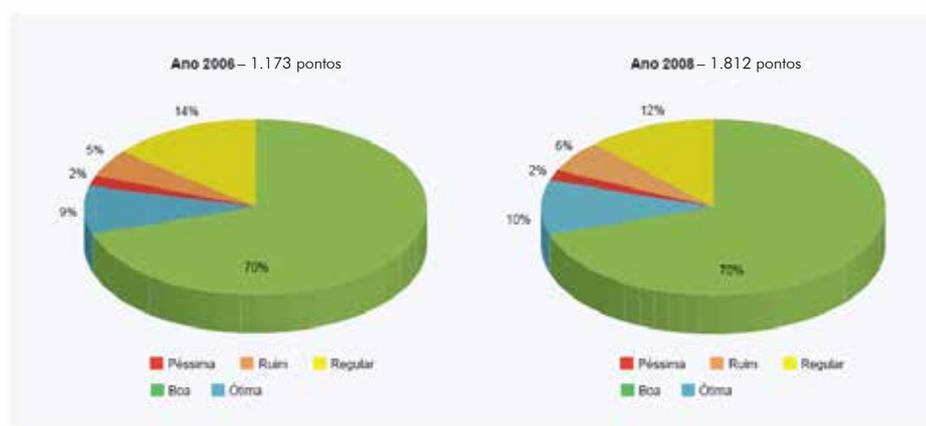
Os motivos mais frequentes apontados pelos municípios para o racionamento hídrico foram:

- problemas relacionados à seca ou estiagem: 50,5%;
- insuficiência de água no manancial: 39,7%;
- deficiência na produção: 34,5%; e, por fim,
- deficiência na distribuição: 29,2%.

A quantidade de perdas nos sistemas de distribuição de água é, ainda, bastante elevada no Brasil. No entanto, o SNIS 2008 registrou o menor valor de toda sua série histórica de catorze anos a partir de 1995: uma média de 37,4% de perdas. Mais uma vez, percebe-se diferenças regionais, com perdas de 53,4% e 44,8% nas regiões Norte e Nordeste e, de 26,7%, na Região Sul. Esses índices elevados refletem a infraestrutura física de má qualidade e a gestão ineficiente dos sistemas.

Problema crescente para o abastecimento de água tem sido a escassez devida a sua qualidade. Em pesquisa realizada pela Agência Nacional de Águas (ANA), empregando o índice de qualidade de água (IQA), o recurso foi considerado bom ou ótimo em 80% dos rios e, péssimo ou ruim, em 8%, conforme representado na Figura 4.8. Grande número de corpos d'água (69%) estavam eutrofizados (ANA, 2010).

Figura 4.8. Percentual das classes de IQA nos pontos de amostragem em de 2006 e 2008.



Fonte: ANA, 2010

Em relação à coleta de esgotos, o SNIS e a PNSB mostraram números bastante parecidos. De acordo com o primeiro, somente 43,2% do esgoto são coletados, enquanto que a segunda indicou 47,3% dos domicílios com acesso a esse serviço. Novamente, grandes diferenças regionais foram percebidas, com extremos de 5,6 % de coleta na Região Norte e de 66,6% no Sudeste.

Do esgoto coletado nessas áreas, menos de 70% eram tratados, resultando em um valor próximo a 30% do volume total de esgoto gerado no Brasil. A Região Norte apresentava os piores índices. Com base nesses dados o Instituto Trata Brasil (2010) estimou que, no País, cerca de 114 milhões de pessoas não contam com rede de sanitária de esgotamento.

Quanto ao uso de água para navegação, o Brasil tem uma extensão total de 28.834 quilômetros de rios. Na realidade, desse total, somente cerca de 8.500 km – equivalentes a 29,42% – são efetivamente navegáveis durante todo o ano, sendo que 5.700 km dos quais – 67% – se encontram na região da Bacia Hidrográfica do Rio Amazonas (ANA, 2010).

4.1.4. CENÁRIOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS E SEUS EFEITOS SOBRE OS RECURSOS HÍDRICOS

4.1.4.1 VISÃO GERAL

O ciclo hidrológico está diretamente vinculado às mudanças de temperatura da atmosfera e ao balanço de radiação. Com o aquecimento da atmosfera, de acordo com o que sinalizam os modelos de previsão climática, se espera, entre outras consequências, mudanças nos padrões de precipitação – aumento de intensidade e de variabilidade –, o que poderá afetar significativamente a disponibilidade e a distribuição temporal de vazão nos rios.

Em resumo: estudos mostraram que os eventos hidrológicos críticos, secas e enchentes, poderão se tornar mais frequentes e intensos. O recente relatório do IPCC sobre gerenciamento de risco de eventos extremos e desastres para a adaptação a mudanças do clima mostrou as mesmas em seus extremos climáticos e respectivos impactos sobre o ambiente físico natural (Seneviratne *et al.*, 2012).

Somadas aos impactos esperados sobre o regime hidrológico, estão as prováveis mudanças na demanda por diversos setores usuários, que possivelmente aumentará acima das previsões realizadas a partir da expectativa de crescimento populacional e desenvolvimento do País.

A elevação da temperatura do ar e da evapotranspiração poderá acarretar, entre outros efeitos, maior necessidade de irrigação, refrigeração, consumo humano e dessedentação de animais em determinados períodos e regiões, além de afetar capacidade de reserva de água e o balanço hídrico.

Segundo Chiew *et al.* (2009), o aquecimento global levará a mudanças em precipitação e outras variáveis climáticas, cujos efeitos para o escoamento serão ampliados.

O efeito projetado de mudanças climáticas no escoamento superficial e na recarga subterrânea é variável, dependendo da região e do cenário climático considerado, mas se relaciona, em grande parte, com as mudanças previstas para precipitação (IPCC, 2001a; Krol *et al.*, 2006). Prevê-se que, a magnitude e a frequência de vazões máximas aumentem na maioria das regiões do planeta e as vazões mínimas diminuam em muitas regiões (Mello *et al.*, 2008).

O impacto da mudança climática sobre o escoamento pode ser estimado diretamente a partir do histórico do clima sazonal ou interanual e séries temporais do escoamento, de forma direta, ou indiretamente, com base em conceitos das elasticidades clima de escoamento, utilizando-se modelagem hidrológica (Augustin *et al.*, 2008; Gray e McCabe, 2010, Sankarasubramanian *et al.*, 2001; Fu *et al.*, 2007, Escarião, 2009, Schaake, 1990; XU, 1999; Chiew e McMahon, 2002, Medeiros, 2003, Tomasella *et al.*, 2009, Nóbrega *et al.*, 2011).

Os modelos hidrológicos podem ser alimentados pelos modelos climáticos, estatisticamente regionalizados ou dinâmicos (Charles *et al.*, 2004; Rajee e Mujumdar, 2009; Mehrotrae Sharma, 2010; Rajee e Mujumdar, 2010; Gordon e O'Farrell, 1997; Nunez e Mcgregor, 2007, Ambrizzi *et al.*, 2007). Sua combinação de resultados tem sido buscada como forma de melhorar a informação (Manning *et al.*, 2009; Stocker *et al.*, 2010). Outra classe de abordagem é o cálculo das vazões diretamente a partir de modelos climáticos globais (Milly *et al.*, 2005).

A mudança climática desafia a suposição tradicional de que a experiência hidrológica do passado fornece um bom guia para as condições futuras. As consequências de mudanças climáticas podem alterar a confiabilidade dos sistemas de água atual, assim como a gestão de usos e infraestruturas de suprimento (Bates *et al.*, 2008).

Problemas com a disponibilidade de água e as secas devem aumentar em regiões semiáridas a baixas latitudes (IPCC, 2007b). Estudos mostram que muitas dessas áreas, dentre elas o Nordeste brasileiro, poderão sofrer diminuição dos recursos hídricos devido a alterações climáticas (Kundzewicz *et al.*, 2007).

Os modelos de representação do clima atual mostraram dificuldade em representar o balanço hídrico nas regiões hidrográficas do nordeste ocidental e oriental do Oceano Atlântico. As vazões das regiões hidrográficas do Norte, ocidental e oriental, e do Leste atlânticos, bem como dos rios Parnaíba, Tocantins, São Francisco e Amazonas, apresentaram diminuição para 2100. Houve pequena alteração prevista para nas regiões hidrográficas do Atlântico Sul, Atlântico Sudeste e Uruguai, com ligeira elevação identificada nas regiões das bacias hidrográficas dos rios Paraná e Paraguai, ao final do século XXI (Salati *et al.*, 2008).

Verifica-se que, um fator limitante para uma análise mais conclusiva a respeito da disponibilidade de água resultante dos cenários do IPCC é a falta de concordância entre modelos climáticos para grande parte do território brasileiro.

O relatório síntese do IPCC AR4 (Pachauri e Reisinger, 2007) indica que, menos de 66% de um total de doze modelos climáticos para o cenário A1B concordaram com o sinal de mudança de precipitação para grandes áreas do Nordeste, Centro-Oeste, Sudeste e Norte, entre os períodos de 2090 a 2099 e de 1980 a 1999. Apenas o Leste da Bacia Hidrográfica do Rio Amazonas e o Sul do País possuem áreas em que mais de 66% dos modelos concordam: de redução, para a primeira região e de aumento, para a segunda.

4.1.4.2 BACIAS HIDROGRÁFICAS E REGIÕES BRASILEIRAS

De forma geral, verifica-se que as simulações realizadas na escala das bacias hidrográficas (Nóbrega *et al.*, 2011; Tomasella *et al.*, 2009; Campos e Nêris, 2009; Medeiros, 2003) concordaram com os estudos realizados em nível global (Milly *et al.*, 2005; UK Met Office, 2005) e nacional (Salati *et al.*, 2008) no que diz respeito a sinal de mudança.

As precipitações no Norte e no Nordeste do Brasil deverão ser reduzidas 2 a 4mm/dia para o cenário A2, dependendo do mês e da estação do ano, e a temperatura do ar deverá aumentar de + 2 °C a + 6 °C para todo o território brasileiro, segundo Ambrizzi *et al.* (2007) e Marengo *et al.*

(2009) que utilizaram simulações do modelo MCG *HadAM3P* no período de 2071 a 2100.

Os rios situados no Leste da região da Bacia Hidrográfica do Rio Amazonas e no Nordeste do Brasil devem ter redução de vazão de até 20% , cálculo feito a partir de valores médios de doze modelos do IPCC (Milly *et al.*, 2005). O UK Met Office (2005) utilizou o modelo climático do *Hadley Centre HadGEM1* para os cenários A1B e A2 – pessimista com relação à emissão de GEEs–, e verificou concordância com os resultados de Milly *et al.* (2005) para a primeira área citada e discordância quanto à modificação da vazão nordestina. Ribeiro Neto *et al.* (2011) encontraram valores próximos aos de Milly *et al.* (2005) em simulação do balanço hídrico no Estado de Pernambuco.

A Bacia Hidrográfica do Rio Tocantins, para o cenário A1B – período de 2080 a 2090 – apontou para redução de vazão da ordem de 30%, com possibilidade de alcançar 60% durante a estiagem, em impacto disforme para o ano inteiro e que pode variar, a depender das características físicas de suas sub-bacias analisadas (Tomasella *et al.*, 2009).

As precipitações anuais podem diminuir e as temperaturas médias, aumentar, no Estado da Bahia (Tanajura *et al.*, 2009; Tanajura *et al.*, 2010). As sub-bacias conjugadas do Rio Paraguaçu, no Estado da Bahia, não tiveram modificação de vazão média anual nos resultados do modelo– elaborado pelo Serviço Meteorológico da Inglaterra – UKHI – indicaram redução média anual de 40% no modelo do Centro de Clima Canadense – CCCII – além de acréscimos em evapotranspiração (Medeiros, 2003).

A Sub-bacia Hidrográfica do Rio Paracatu, afluente do Rio São Francisco, apresentou tendência de aumento na disponibilidade hídrica em todas as estações fluviométricas, variando de 31% a 131% até 2099 para o cenário B2. Já para o cenário A2, não foi verificada nenhuma tendência significativa (Mello *et al.*, 2008).

Na região do semiárido do Nordeste brasileiro (Krol e Bronstert, 2007), identificou-se tendência significativa de redução nas vazões do Rio Jaguaribe após 2025, considerando-se um cenário de redução de 50% de precipitação para as próximas cinco décadas. Na perspectiva de um percentual menor de diminuição para esse fator climático, de precipitação 21%, os autores não encontraram tendência significativa de alteração de vazão.

Já para o Açude Várzea do Boi, em um afluente do mesmo rio e localizado em Tauá, no Estado do Ceará, projetou-se diminuição de precipitação de 12% , escoamento menor em 32% e redução de 0,1% de evaporação, havendo perda substancial na disponibilidade hídrica (Campos *et al.*, 2003).

Adicionalmente, fatores não relacionados a mudança de clima, como o assoreamento, podem afetar os estoques de água. Foi observada uma taxa média de sedimentação no Ceará de 1,85% por década (Araújo *et al.*, 2003).

A elevação da temperatura do ar global tem efeito significativo no aumento de evaporação (Mitchell *et al.*, 2002), o que poderá prejudicar a eficiência de armazenamento nos lagos. Por exemplo, uma análise desse fenômeno sobre o reservatório Eptácio Pessoa – no município paraibano de Boqueirão –, que abastece a cidade de Campina Grande, para o cenário B1 no período de 2011 a 2030, mostrou ampliação média de 2,16% (Fernandes *et al.*, 2010). A avaliação das alterações na regularização de vazão em reservatórios do Estado do Ceará devido a mudança climática indicou redução de forma significativa (Campos e Nêris, 2009).

Análises dos efeitos da mudança do clima sobre a região metropolitana de Belo Horizonte, utilizando os modelos climáticos regionais *Providing Regional Climates for Impacts Studies* (PRECIS) e ETA, constataram significativa discrepância de resultados, sendo que o último apresentou forte tendência negativa (Alexandre *et al.*, 2009).

A Bacia Hidrográfica do Rio da Prata deverá ter aumento da vazão – entre 10% e 40% – no cenário A1B até meados do século XXI, segundo doze modelos climáticos analisados por Milly *et al.* (2005). O UK Met Office (2005), utilizando o modelo climático do Hadley Centre HadGEM1 para os cenários A1B e A2 – pessimista com relação à emissão de GEEs –, concluiu em concordância com esses resultados.

O Rio Grande, afluente da Bacia Hidrográfica do Rio Paraná, registrou significativa discordância entre as alterações de vazões estimadas pelos diferentes modelos climáticos para o cenário A1B, (Nóbrega *et al.*, 2011). Sua vazão aumentaria segundo o ECHAM5 – +13% – e o HadCM3 – +9% – e diminuiria conforme o CCCMA – -14% –, o Institut Pierre Simon Laplace (IPSL) – -28% – e o HadGEM1 – -10% –, apresentando pequena alteração para o Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (CSIRO) – -2% . Em virtude dos resultados obtidos, Nóbrega e seus coautores sugerem que a escolha do modelo climático é a maior fonte de incerteza para a projeção de impactos nas vazões dos rios.

4.1.4.3 ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

A mudança climática deverá afetar as taxas de recarga de águas subterrâneas – ou seja, do recurso subterrâneo renovável e seus níveis. No entanto o conhecimento, mesmo nos países desenvolvidos e em desenvolvimento, é pobre.

Tem havido pouca pesquisa sobre o impacto de mudanças climáticas sobre águas subterrâneas, incluindo a questão de como elas afetarão a relação entre as águas superficiais e os aquíferos que são hidraulicamente conectados (Kundzewicz *et al.*, 2007). Estima-se para o Nordeste do Brasil, uma redução de recarga de 70% até 2050 (Doll e Florke, 2005).

4.1.4.4 QUALIDADE DE ÁGUA

Apesar de poucos estudos sobre qualidade da água e clima terem sido realizados, estima-se que a primeira sofra impacto de alterações do clima (Hostetler, 2009; Wilby *et al.*, 2006; Ludovisi e Gaiño, 2010). As mudanças climáticas devem influenciar a oferta do água, assim como sua demanda por diversos setores.

4.1.4.5 USOS DE ÁGUA

O aumento de temperatura em decorrência do aquecimento global pode provocar perdas nas safras de grãos de R\$ 7,4 bilhões já em 2020 – um valor que pode subir para R\$ 14 bilhões em 2070 – e alterar profundamente a geografia da produção agrícola no Brasil (Assad e Pinto, 2008). O uso de água na agricultura deverá ser alterado (Pinto *et al.*, 2008; Macedo Junior *et al.*, 2009), assim como impactos na pecuária (Silva *et al.*, 2009).

A mudança do clima pode, de fato, funcionar como fonte adicional de pressão sobre a demanda de água para irrigação. Estudos nas bacias hidrográficas conjugadas do Rio Jaguaribe, no Estado do Ceará, apontam que, a elevação nos níveis de evapotranspiração de referência em consequência da elevação de temperatura do ar agravada pela redução na precipitação, deve aumentar a necessidade de irrigação complementar (Gondim *et al.*, 2011).

4.1.5 ESTRATÉGIA DE ADAPTAÇÃO

Os impactos da mudança climática sobre as vazões de escoamento da água afetam a função e a

operação da infraestrutura existente para abastecimento, inclusive suas hidrelétricas, defesas estruturais contra inundações, sistemas de drenagem e de irrigação, além de suas práticas de gestão. Estas últimas, em seu estágio corrente podem não ser suficientemente robustas para lidar com os impactos da mudança do clima sobre a confiabilidade dos sistemas abastecedor, de riscos de inundação, saúde, agricultura, energia e, ainda, dos ecossistemas aquáticos (Bates *et al.*, 2008). Adaptação e medidas de enfrentamento são dependentes de escala e podem variar de famílias individuais para comunidades locais, bem como nacional a internacional (Kabat *et al.*, 2002).

As opções de adaptação, destinadas a assegurar o abastecimento de água em condições médias e de secas, requerem ações com relação à demanda e à oferta (Bates *et al.*, 2008). Do lado da demanda, deve-se melhorar a eficiência de uso de água, por exemplo, através de seu reuso. A adoção de instrumentos de incentivo econômico, cobrança e regulação setorial tem a capacidade de, ao indicar o valor do recurso, diminuir seu desperdício e aumentara eficiência em seu aproveitamento.

Do lado da oferta, as estratégias de adaptação geralmente envolvem aumento da capacidade de armazenamento, captação de cursos e transferências de água, além de ações de recuperação das bacias hidrográficas para a produção do insumo. A gestão integrada de recursos hídricos constitui um quadro importante para se alcançar as medidas de adaptação em sistemas socioeconômicos, ambientais e administrativos. Para ser eficaz, deve-se promover abordagens integradas à escala apropriada ou àquelas necessárias para facilitar ações efetivas com resultados específicos (Bates *et al.*, 2008).

A suscetibilidade dos sistemas hídricos à mudança do clima depende da gestão de água. O paradigma do gerenciamento integrado desse recurso pode colocá-lo no centro da elaboração de políticas públicas, destinadas a reduzir tal vulnerabilidade. Nesse sentido, é fundamental que os agentes públicos responsáveis pela execução da Política Nacional de Recursos Hídricos coloquem em prática seus instrumentos conforme previstos (IPCC, 2007a).

Para alguns especialistas, a crise da água no século XXI é muito mais de gerenciamento do que crise real de escassez e estresse (Tundisi, 2008). Entretanto, para outros, ela é resultado de um conjunto de problemas ambientais, agravado por outros, relacionados à economia e ao desenvolvimento social (Gleick, 2002). A gestão dos recursos hídricos é vista como uma decisão política, motivada pela escassez relativa (Barth e Pompeu, 1987). Nesse contexto, o arcabouço jurídico, político e institucional torna-se essencial ao processo gestor para a adaptação do insumo à mudança climática.

A Lei nº 9.433, de 1997, conhecida como Lei das Águas, revolucionou a gestão dos recursos hídricos no Brasil, sendo citada como modelo de integração gerencial para a área (*United Nations Development Programme, UNDP, 2006*). Essa lei trouxe, como um de seus objetivos, o desenvolvimento sustentável e definiu instrumentos para se gerenciar conflitos. Em conjunto com a criação da Agência Nacional de Águas, através da Lei nº. 9.984, constituiu-se, assim, no marco legal da atual gestão de águas no Brasil. Reformas modernizantes têm ocorrido tanto na União como nos estados e a UNDP (2006) cita o processo desenvolvido no Ceará, como um dos exemplos bem-sucedidos.

Os riscos relacionados à mudança do clima não são suficientemente considerados no desenvolvimento do setor de água e em seus planos de gestão (Biemans *et al.*, 2006). Para atender às metas do milênio e as demais já traçadas para os recursos hídricos, são obrigatórios investimentos substanciais em ações estruturais – armazenamento e de controle de transporte – e não estruturais – gestão de procura e de várzea e prestação de serviços e outros –, além de abordagens específicas para gerenciamento do insumo (Biemans *et al.*, 2006). Tais investimentos são de longo prazo e, portanto, devem ser concebidos de modo a refletirem os riscos associados à variabilidade e às alterações climáticas.

O Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD) considera risco como sendo a probabilidade de ocorrência de prejuízos ou perdas, resultantes da interação entre perigos naturais e sistemas humanos. Normalmente, esse conceito é adotado como função de perigo, exposição e vulnerabilidade.

A Política Nacional sobre Mudança do Clima define vulnerabilidade como o:

grau de suscetibilidade e incapacidade de um sistema, em função de sua sensibilidade, capacidade de adaptação, e do caráter, magnitude e taxa de mudança e variação do clima a que está exposto, de lidar com os efeitos adversos da mudança do clima, entre os quais a variabilidade climática e os eventos extremos.

Os efeitos da mudança do clima atingem a sociedade de forma desigual. A população mais pobre, geralmente, é mais vulnerável aos impactos da variabilidade e das mudanças climáticas sobre a água e, normalmente, tem menor capacidade de lidar com os mesmos (Kabat *et al.*, 2002). Apresenta-se, dessa forma, uma questão de justiça ambiental associada a alterações do clima, na qual se deve reconhecer que o acesso a água doce potável é, agora, considerado um direito humano universal (Comitê das Nações Unidas sobre os Direitos Econômicos, Sociais e Culturais de 2003; Kundzewicz *et al.*, 2007).

Diante da expectativa de mudança climática global, a capacidade de se responder adequadamente às novas necessidades e fazer previsões em escalas relevantes para a sociedade exigirá o desenvolvimento de uma visão holística e o entendimento quantitativo da modificação de comportamento de sistemas hidrológicos e de seus subsistemas (Wagener *et al.*, 2010).

A gestão de risco em múltiplas escalas temporais se faz necessária como estratégia de adaptação. A resposta às mudanças climáticas envolve um processo interativo de gestão de risco que inclui ações de mitigação e as adaptativas tendo-se em conta, os consequentes danos reais ocorridos e evitados: ou seja, os *cobenefícios*, a sustentabilidade, a equidade e as atitudes frente a sua probabilidade.

As técnicas de gestão de risco podem acomodar, explicitamente, a diversidade entre setores, regiões e ao longo do tempo. Mas sua aplicação requer informações sobre os impactos resultantes dos cenários climáticos mais prováveis e, também, dos decorrentes de menor probabilidade, assim como as consequências de eventos, políticas e medidas propostas (IPCC, 2007b).

Atualmente, não há opções de gestão que sejam especialmente apropriadas para adaptação às alterações climáticas mensuráveis, diferentemente daquelas já empregadas para lidar com a variabilidade do clima contemporâneo (Van Beek *et al.*, 2002). A única diferença substantiva é saber se se deve adotar uma estratégia mais convencional e incremental em uma abordagem sem arrependimentos (Banco Mundial, 2010; Kabat *et al.*, 2002) ou outra, mais preventiva e de precaução (Van Beek *et al.*, 2002). Medidas sem arrependimentos são aquelas cujos benefícios igualam ou excedem seu custo para a sociedade e por vezes, são tidas como medidas que valem à pena fazer de qualquer maneira, (Van Beek *et al.*, 2002).

A definição de estratégias robustas é desejável (IPCC, 2007b). Entende-se essa estratégia como a que mantém sob uma variedade de abordagens, os métodos, os modelos e as hipóteses, e que, espera-se, seja relativamente pouco afetada pelas incertezas da realidade (Godet, 2000). A elaboração do Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), lançado em 2006, empregou uma metodologia prospectiva de cenários para antecipar as imprevisibilidades dos recursos hídricos. Como ponto de partida para a construção desses cenários, foi estabelecido que eles descrevessem futuros alternativos como ferramenta do planejamento de uma realidade carregada de riscos (PNRH, 2006b).

O PNRH aborda o tema mudança climática somente em seu Subprograma IV.1 - Desenvolvimento, Consolidação de Conhecimento, Inclusive os Conhecimentos Tradicionais, e de Avanços Tecnológicos em Gestão de Recursos Hídricos, inserindo nele, a necessidade de estudos e pesquisa com vistas ao entendimento das relações entre dinâmica das disponibilidades hídricas e comportamento climático (PNRH, 2006b).

Em seu processo de revisão, foi realizado o seminário Diálogo Água e Clima: adaptação aos riscos relacionados aos impactos das mudanças climáticas, no qual foram debatidas possíveis contribuições da gestão de recursos hídricos para a adaptação aos riscos e a minimização de impactos advindos de alterações climáticas.

Por sua vez, o Plano Nacional sobre Mudança do Clima, lançado em dezembro de 2008, com foco em medidas de redução de emissões de GEEs, pouco abordou a temática dos recursos hídricos. Nele, foi apontada a necessidade de estudos e pesquisa para conhecimento dos impactos de mudanças climáticas sobre a disponibilidade hídrica e da atuação em monitoramento e, ainda, para a previsão de eventos hidrológicos extremos.

Kabat *et al.*, 2002 mencionaram que uma grande variedade de medidas específicas de gestão, estruturais e não estruturais, utilizadas rotineiramente para acomodar a atual variabilidade climática, servirão para a adaptação com vistas à redução dos impactos causados pela mesma e por mudanças do clima. Esses autores observaram que não existe uma abordagem adaptativa única e universal.

Avaliações do risco utilizando dados históricos e estatísticos, por si só não bastam quando se avalia o futuro da mudança climática (Biemans *et al.*, 2006). Padrões de projeto e estratégias de gestão deverão levar em conta os prováveis efeitos de alterações futuras nos ciclos hidrológicos e no clima.

Investimento em clima para a redução de risco de desastres é tendência essencial. O aumento de custos tem que ser revertido, o que pode ser feito através do conceito de *Safety Chain* – prevenção, preparação, intervenção de risco, recondicionamento e reconstrução (Biemans *et al.*, 2006). Instrumentos econômicos como seguros (Righetto *et al.*, 2007) e contratos baseados em informação climática (Sankarasubramanian *et al.*, 2009) podem ter papel importante na construção desse tipo de estratégia. As atividades humanas exercem impactos sobre o meio ambiente em escala global, com implicações significativas para a água doce e perigos para seres humanos e natureza (Wagener *et al.*, 2010). A abordagem atual da hidrologia precisa mudar significativamente para que possamos compreender e prever essas consequências (Wagener *et al.*, 2010). Esse ajustamento é pré-requisito necessário ao desenvolvimento sustentável de recursos hídricos e à construção de uma estratégia de gestão que possibilite, no longo prazo, a segurança do abastecimento desse insumo às pessoas e para o meio ambiente (Wagener *et al.*, 2010). Esse é o desafio da produção de conhecimento para a sustentabilidade hídrica. A hidrologia requer mudança de paradigma em que, as previsões do comportamento do sistema que estão além da faixa de variabilidade observada anteriormente ou que resultem de alterações significativas de suas características físicas – estruturais – se tornem a nova norma (Wagener *et al.*, 2010). Para esse fim, torna-se fundamental, a formação de uma base de dados, que unifique informações meteorológicas e relativas às águas de superfície e subterrânea (Clarke e Dias, 2003).

Habilidades na previsão de inundações e secas precisam ser melhoradas em toda a gama de horizontes temporais de interesse, sendo que a pesquisa aplicada e a tecnologia têm papel importante a desempenhar (Kabat *et al.*, 2002). As previsões de médio prazo para o clima, nesse momento, ainda podem ser utilizadas na gestão de água em muitas partes do mundo, em parte por falta de capacidade, mas também porque seu potencial ainda não foi percebido pelos gestores de recursos hídricos (Kabat *et al.*, 2002).

O Brasil possui hoje diversos trabalhos, que possibilitam a utilização de modelos climáticos na tomada de decisão sobre recursos hídricos, notadamente nas escalas de tempo sazonal a anual. Esses modelos são baseados no acoplamento de modelos climáticos a hidrológicos (Collischonn e Tucci, 2005; Collischonn *et al.*, 2005; Souza Filho e Porto, 2003; Block *et al.*, 2009), na utilização dos primeiros para o cálculo de vazões de forma direta (Souza *et al.*, 2009) ou, dos estatísticos, para a previsão indiretas das mesmas (Souza Filho *et al.*, 2003; Kim e Dias, 2003; Souza Filho e Lall, 2004; Pinto *et al.*, 2006a; Pinto *et al.*, 2006b; Sabóia *et al.*, 2009). Esse conjunto de instrumentos possibilita a operação de sistemas de reservatórios (Cardoso *et al.*, 2007; Cardoso *et al.*, 2009) e reúne ferramentas de gestão de recursos hídricos para alocação de água (Souza Filho e Brown, 2008; Broad *et al.*, 2007; Sankarasubramanian *et al.*, 2009).

4.1.6 DESASTRES NATURAIS

O risco de desastres naturais deve ser analisado em conjunto com os conceitos de exposição e vulnerabilidade das populações. Enquanto a primeira se refere à presença de população em locais que podem ser afetados por eventos climáticos, a segunda diz respeito à propensão e à predisposição do referido contingente populacional para ser afetado (IPCC, 2012). Dessa forma, impactos extremos podem resultar de eventos que não o são e, nos quais exposição e vulnerabilidade são elevadas.

As comunidades mais expostas e vulneráveis são as sujeitas a processos de desenvolvimento equivocados em associação com degradação ambiental, urbanização de áreas de risco, falhas de governança e escassez de opções de sustento para a população pobre.

Os principais desastres naturais relacionados com o clima são as secas, inundações, deslizamentos, furações, incêndios florestais e elevação do nível do mar. O mais importante entre os efeitos esperados de mudança do clima sobre os desastres naturais no Brasil está relacionado à alteração dos regimes de chuva em diversas regiões. Simulações realizadas por catorze MCGs do *Coupled Model Intercomparison Project (CMIP3)* indicam que, no século XXI, haverá redução de um dia na duração do tempo de retorno de precipitação e tempo de retorno de 20 anos – referente a valores previstos para o final do século XX (IPCC, 2012).

Nas regiões correspondentes ao Nordeste do Brasil, ao bioma Amazônia e ao Sul e Sudeste da América do Sul, os resultados dos modelos indicam que, para o cenário A1B e o período de 2081 a 2100, a precipitação que no final do século XX levava 20 anos em média para ser repetida, passará, aproximadamente, a uma recorrência de dez anos em média. Isso pode significar aumento de frequência de eventos extremos, como chuvas intensas, com conseqüente incremento de ritmo de inundações. Essa categoria de desastre natural é a que provoca maior número de perdas humanas para o Brasil (Kobiyama *et al.*, 2006).

A gestão do risco de desastres naturais deve:

- i. entender os mecanismos dos fenômenos naturais; e
- ii. aumentar a resistência da sociedade contra os mesmos (Kobiyama *et al.*, 2006).

O entendimento dos mecanismos é um processo contínuo, que necessita de investimentos em pesquisas que estudem os fenômenos que já ocorrem no clima atual, como os de seca na Bacia Hidrográfica do Rio Amazonas (Tomasella *et al.*, 2005) e os de inundações no Nordeste (Ribeiro Neto *et al.*, 2011; Fragoso Júnior *et al.*, 2010) e no Rio de Janeiro (Canedo *et al.*, 2011).

O segundo elemento – o aumento de resistência contra fenômenos naturais – consiste no desenvolvimento de sistema que envolva governo, setor privado, instituições de pesquisa e sociedade civil, de maneira que cada componente possa contribuir de forma complementar para o gerenciamento do risco, de acordo com suas funções e capacidades. Nessa linha, a criação, em 2011, do Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (CEMADEN), vinculado ao Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI), foi importante passo dado no sentido de se aumentar a capacidade da sociedade em reduzir os efeitos das catástrofes naturais no Brasil.

O Ministério da Integração Nacional, como responsável pela defesa civil no País em articulação com estados e municípios, desenvolveu um manual de planejamento como instrumento para orientar sua ação (Castro, 2007).

O desenvolvimento e a implementação de plano integrado de gestão de desastres deve incluir:

- i) sistema de alerta precoce com capacidade de disseminação rápida da informação;
- ii) coordenação dos planos de ação local, estadual e nacional, com vistas à procura, resgate e evacuação da população afetada;

- iii) clara definição de responsabilidade entre os diversos agentes;
- iv) sistema de previsão de longo prazo de cheias e secas na situação atual;
- v) efetiva parceria público-privada para gestão de desastres, mitigação e alívio das populações; e, ainda,
- vi) avaliação rápida dos danos de secas e cheias (Gopalakrishnan e Okada, 2007).

4.2. ECOSISTEMAS DE ÁGUA DOCE E TERRESTRES

4.2.1 INTRODUÇÃO

O Brasil é um dos 17 países megadiversos do planeta, ou seja, pertence ao conjunto de países que detêm 70% da biodiversidade do mundo (Mittermeier *et al.*, 1997). Além disso, dispõe de 20% dos recursos hídricos globais (Freitas, 2003), um dos maiores estoques naturais de carbono (Gibbs *et al.*, 2007) e é autossuficiente na produção de alimentos (Burlandy, 2009), petróleo (Goldemberg e Lucon, 2007) e possui matriz energética predominantemente hidrelétrica (Lucena *et al.*, 2009).

Entretanto, o acelerado crescimento econômico do País nas últimas décadas se deu muitas vezes às expensas do uso não sustentável de recursos naturais. Biomas como o Mata Atlântica e o Cerrado, por exemplo, são hoje classificados como *hotspots* de biodiversidade, pelo contraste entre sua riqueza natural e o alto grau de degradação sofrido historicamente (Myers *et al.*, 2000). Vários rios e cursos d'água encontram-se poluídos ou degradados (Agostinho *et al.*, 2005).

O histórico de mau uso é exemplificado pelo fato de, apesar de exibir o sexto PIB do planeta, o Índice de Desenvolvimento Humano do País (IDH) é classificado apenas como o 84º no mundo e a distribuição de renda está entre as três mais desequilibradas do continente latino-americano (Scarano *et al.*, 2012). Esse panorama sugere que a crescente demanda por geração de energia, infraestrutura, produção mineral e agrícola, bem como o crescimento urbano absolutamente desordenado e sem planejamento, podem aumentar a vulnerabilidade dos sistemas naturais às mudanças no uso de terra (Geist e Lambin, 2002; Kim *et al.*, 2009; Dobrovolski *et al.*, 2011). A combinação desses fatores de perturbação deve acelerar ainda mais, os efeitos das mudanças climáticas previstas pelos cenários do IPCC (Foley *et al.*, 2005).

Este capítulo está organizado em duas seções. Uma discute vulnerabilidade e impacto – primeiramente tratando da água doce e, em seguida, dos ambientes terrestres. A outra trata de adaptação às mudanças climáticas e de uso da terra, agregando ambientes terrestres e aquáticos em uma mesma abordagem, justamente para integrar os compartimentos que, no tópico anterior, foram vistos de forma separada. A estrutura, portanto, visa apenas facilitar a clareza do texto já que esses compartimentos são conectados e interdependentes e, por consequência, devem ser tratados como tal, quando se trata, por exemplo, de ações práticas voltadas para conservação (Amis *et al.*, 2009).

4.2.2 VULNERABILIDADE E IMPACTO

A conversão de ecossistemas naturais é a segunda maior fonte de mudança climática induzida pelo Homem, somando de 17 a 20% das emissões de gases antropogênicos (Gullison *et al.*, 2007; Strassburg *et al.*, 2010), e é a mais importante causa da extinção de espécies (Baillie *et al.*, 2004). O Brasil foi o líder mundial de desmatamento de florestas tropicais, suprimindo cerca de 19.500 km² por ano entre 1996 e 2005, o que representou historicamente de 2 a 5% da emissão global de dióxido de carbono (CO₂) à atmosfera (Nepstad *et al.*, 2009). Esse cenário se torna particularmente grave ao considerarmos que recentes evidências apontam para o fato que, em termos de conservação da biodiversidade em florestas tropicais, pois nada substitui a relevância das florestas primárias, cada vez mais raras nos trópicos (Gibson *et al.*, 2011). Entre julho de 2005 e julho de 2009, o desmatamento na Amazônia Legal caiu 36% em relação a seu valor histórico, o que esteve

em parte relacionado à expansão da rede de áreas protegidas que hoje cobrem 51% do remanescente florestal do bioma Amazônia (Nepstad *et al.*, 2009).

Neste capítulo, a cobertura por áreas protegidas é vista como uma medida da variação da vulnerabilidade entre os biomas, ainda que a incorporação de critérios de vulnerabilidade ao planejamento da conservação seja, todavia, problemático (Wilson *et al.*, 2005). Além disso, se reconhece também a existência de grandes proporções de espécies ocorrentes fora de áreas protegidas (Chazdon *et al.*, 2009) e as limitações das mesmas ao conservar espécies e dos serviços ambientais frente às mudanças climáticas (Heller e Zavaleta, 2009).

O Brasil possui seis grandes biomas sujeitos a diferentes tipos de impactos, cujos recursos naturais variam em relação ao grau, ao tipo de vulnerabilidade e ainda, ao ambiente marinho, não tratado neste capítulo. A tabela 4.3 indica que, enquanto mais de 50% do bioma Amazônia está protegido na forma de unidades de conservação ou terras indígenas, todos os demais têm 10% ou menos de seus territórios em igual situação. Ela é distinta no Pantanal e no Pampa, onde a proteção formal é inferior a 5% de suas áreas originais.

A variação em vulnerabilidade e a origem do impacto sobre os biomas também muda, de acordo com o histórico de ocupação humana e com as características naturais e posição das regiões. Por exemplo, o Mata Atlântica abriga cerca de 60% da população brasileira e a maioria das grandes cidades do País (Galindo-Leal e Câmara, 2003). Contém apenas 12% de sua cobertura vegetal original e, mesmo assim distribuída em pequenos fragmentos florestais (Ribeiro *et al.*, 2009). Já o Cerrado conta, hoje, com taxas de desmatamento duas a três vezes superiores às do bioma Amazônia, principalmente em função da expansão agropecuária (Sawyer, 2008).

O Pantanal (Harris *et al.*, 2005) e o Pampa (Overbeck *et al.*, 2007) são biomas que requerem controle de espécies invasoras e algum grau de manejo, seja com fogo ou pastejo, para se manter sua estrutura e funcionamento, o que sugere que unidades de conservação de proteção integral nem sempre sejam a modalidade ideal a ser empregada. O bioma Caatinga já tem 15% de sua cobertura ameaçada de desertificação em decorrência do uso inadequado de solo (Leal *et al.*, 2005). Por fim, no bioma Amazônia, apesar de sua grande proporção de áreas protegidas, a expansão de projetos *infraestruturais* e da atividade agropecuária representam riscos à integridade desse sistema, que responde por 15% da fotossíntese terrestre global e é um dos principais propulsores da circulação atmosférica global (Malhi *et al.*, 2008).

Tabela 4.3. Extensão das unidades de conservação – UC* – e terras indígenas – TI** – por bioma brasileiro. Áreas marinhas não foram incluídas por não serem tratadas nesse capítulo.

Bioma	Área – em km ²	UC total – em km ² até 2009	Em % do total até 2009	TI – em km ²	Em % do total
Amazônia	4.196.943	1.152.900	27,5	1.087.200	25,9
Caatinga	844.453	86.091	10,0		
Cerrado	2.036.448	185.737	9,1		
Pantanal	150.355	7.531	5,0	18.058	0,4
Mata Atlântica	1.110.182	118.478	10,7		
Pampa	176.496	5.932	3,4		
Brasil	8.514.877	1.556.669	18,3	1.105.258	13,0

Fonte: adaptado de *Fonseca *et al.* (2010) e **<http://pib.socioambiental.org/pt/c/terras-indigenas/demarcacoes/localizacao-e-extensao-das-tis>

4.2.3 ECOSSISTEMAS DE ÁGUA DOCE

Ecosistemas de água doce são os ambientes mais ameaçados do planeta (Abell *et al.*, 2008) e sua agricultura é a maior usuária dos recursos hídricos mundiais, somando 70% do suprimento total (Beddington, 2010). O Brasil é um dos oito países que contribuem para 50% da *pegada hídrica* do mundo, qualificando-o como um dos maiores consumidores. Isso se deve ao fato que 69% da água consumida no País se destinam à agricultura, apesar de outros autores indicarem que esse consumo é de 90% (Hoekstra e Chapagain, 2007).

Para países onde a economia é ainda muito centrada na agricultura, como no caso do Brasil, a tendência é a de que haja um aumento de competição durante seu desenvolvimento econômico por recursos hídricos com outros setores (Beddington, 2010), como, por exemplo, o energético. Em 2006, 83% da energia no País foi gerada por hidrelétricas e Lucena *et al.* (2009) demonstraram que esse tipo de produção energética, assim como a eólica e a de biodiesel, deverão ser particularmente vulneráveis às mudanças climáticas.

De acordo com o Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), aproximadamente 83% dos recursos hídricos brasileiros estão concentrados em bacias hidrográficas de menor densidade demográfica – em particular no bioma Amazônia (MMA, 2006a), que detém 74% dos recursos hídricos superficiais e é habitado por menos de 5% da população brasileira, segundo Marengo (2008). A resultante é que as áreas mais densamente urbanizadas contêm 54% da população brasileira e, apenas 12% dos recursos hídricos. Além disso, problemas têm sido detectados na estratégia de conservação de rios pertencentes a bacias que atendem a grandes cidades (Moulton *et al.*, 2007).

Existem evidências do declínio da biodiversidade nos ecossistemas aquáticos continentais brasileiros, problema atribuído a miúde a poluição e eutrofização, assoreamento, construção de represas e controle do regime de cheias, pesca e introduções de espécies – especialmente nas regiões mais populosas do País (Agostinho *et al.*, 2005). Dentre os componentes da biodiversidade aquática, os peixes são os organismos mais bem conhecidos (Abell *et al.*, 2008) e o Brasil possui a mais rica ictiofauna do planeta (Nogueira *et al.*, 2010). Por exemplo, as 540 pequenas microbacias brasileiras abrigam 819 espécies de peixes de distribuição restrita. Entretanto, 29% dessas áreas biogeográficas perderam mais que 70% de sua cobertura vegetal original e, apenas 26% delas, possuem sobreposição significativa com áreas protegidas ou terras indígenas. Além disso, outros 40% possuem sobreposição com hidrelétricas ou apresentam poucas áreas protegidas e grande taxa de perda de habitat (Nogueira *et al.*, 2010).

4.2.4 ECOSSISTEMAS TERRESTRES

A perda de *habitat* e sua fragmentação são duas das principais ameaças às espécies e aos ecossistemas terrestres brasileiros (UNFCCC, 2007). Espécies tropicais são mais numerosas, tendem a ter maiores taxas de endemismo e são mais restritas em distribuição do que aquelas de regiões temperadas – e, portanto, estão mais sujeitas a extinção. Há, aproximadamente, uma ordem de magnitude a mais de espécies ameaçadas de anfíbios e sete adicionais de aves e mamíferos nos *hotspots* tropicais de que naqueles não tropicais (Brook *et al.*, 2008).

Por exemplo, o Brasil possui 15% de todas as espécies de plantas terrestres do planeta e 6% das suas espécies – ou 2.291 – da flora terrestre são raras, ocorrendo em área de até 10.000 km² – e, portanto, estão virtualmente sob o risco de extinção (Giulietti *et al.*, 2009). Além disso, mudanças no uso de terra terão reduzido em 12 a 24% a disponibilidade de habitat para as espécies de plantas amazônicas, o que resulta em ameaça de extinção para 5 a 9% delas (Feeley e Silman, 2009).

Previsões do efeito de mudanças climáticas sobre a extinção de espécies projetam valores globais de 15% a 37% de perdas até 2050, incluindo os biomas Amazônia e Cerrado em diferentes cená

rios (Thomas *et al.*, 2004). A perda de espécies e o declínio de populações previstos estão relacionados às projeções de mudanças de temperatura e pluviosidade. Por exemplo, Marengo *et al.* (2011) preveem até 2100, aquecimento do ar de 4 a 6% para a porção continental da América do Sul, redução nas chuvas e seca decorrente para a banda oriental da Bacia Hidrográfica do Rios Amazonas e para a Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco.

Exemplos do efeito dessas mudanças climáticas sobre grupos taxonômicos específicos dão conta de que, no Cerrado, para cada 26 espécies de aves endêmicas se projeta uma retração de até 80% na distribuição geográfica e um deslocamento médio de 200 km no sentido do Sudeste (Marini *et al.*, 2009). Já no bioma Mata Atlântica, prevê-se a extinção local de até 20% das 49 espécies de píprídeos analisadas (Anciães e Peterson, 2006). Resultados semelhantes também foram obtidos com a modelagem da distribuição potencial de 162 espécies de plantas vasculares do Cerrado, indicando extinções e deslocamento para Sudeste e Sul das regiões estudadas (Siqueira e Peterson, 2003).

Os biomas Mata Atlântica e Cerrado são marcadamente sensíveis, a se julgar pelo fato que, das 627 espécies que constam da lista oficial da fauna brasileira ameaçada de extinção (MMA, 2003), estima-se que mais de 72% estejam concentradas em apenas esses dois *hotspots* (Paglia *et al.*, 2008). Tal padrão trará impactos negativos sobre populações humanas pobres nesses biomas. Por exemplo, Nabout *et al.* (2011) geraram modelos de cenários climáticos para 2080 que indicam grandes perdas de ambientes apropriados para o pequi – *Caryocar brasiliense* Camb. Caryocaraceae –, planta nativa importante para a economia de municípios pobres da região.

As novas regiões indicadas pelos modelos de distribuição potencial dos diversos grupos analisados sob o cenário de alteração climática futura são aquelas que, na atualidade, apresentam as piores situações de fragmentação e de cobertura vegetal remanescente. Regiões como o centro e o Norte de São Paulo, o Sul e o Oeste de Minas Gerais ou, ainda, o Oeste do Paraná são locais onde a ocupação humana é antiga. A cobertura nativa remanescente chega a menos de 10% da área original de cerrado em São Paulo (MMA, 2009). A mata atlântica encontra-se reduzida a menos de 12% da cobertura original em estados como os de São Paulo, Minas Gerais, Rio de Janeiro ou Paraná (SOS Mata Atlântica e INPE, 2010). Além disso, conforme já mencionado, somente 2,2% do bioma Cerrado estão protegidos por unidades de conservação de proteção integral (Klink e Machado, 2005), sendo que as áreas mais expressivas estão localizadas na porção norte do domínio. No bioma Mata Atlântica, por sua vez, as áreas protegidas existentes representam menos de 2% da área original (Tabarelli *et al.*, 2005). Áreas protegidas em altitudes elevadas, insulares e costeiras e aquelas com limites abruptos com terras de uso antrópico também são particularmente vulneráveis (Muehe, 2010; Laurence *et al.*, 2011).

Se por um lado o estado de conservação de alguns grupos pode se agravar no futuro, por outro, são igualmente preocupantes as perspectivas de mudanças na ocorrência geográfica de espécies transmissoras de doenças em decorrência das alterações climáticas. Peterson e Shaw (2003) sugeriram que os vetores da leishmaniose podem ampliar sua distribuição para regiões onde normalmente não existiam e que, portanto, novos casos da moléstia podem ocorrer.

Atividades ligadas ao desenvolvimento e à produção de matéria-prima e bens de consumo – agricultura, energia, infraestrutura, óleo, gás e minério – são frequentemente associadas à perda de recursos naturais no País (Neistein *et al.*, 2004). Contudo, em extensa revisão sobre os fatores causais de processos de extinção de espécies, Brook *et al.* (2008) demonstraram que distintos fatores atuam em sinergia com as espécies e que, portanto, não é recomendável o tratamento individual dos mesmos. Os autores concluíram que ações como aquelas voltadas para a preservação de habitat, a restauração de áreas degradadas, a manutenção ou criação de conectividade, bem como medidas para se evitar a *sobreexploração*, reduzir o risco de queimadas e conter a emissão de carbono, dentre outras, devem ser planejadas de maneira integrada.

4.2.5 ADAPTAÇÃO

O conceito de adaptação é definido como ajustes em sistemas humanos ou naturais, incluindo estruturas, processos e práticas (IPCC, 2007a). Há um reconhecimento na literatura científica de que o desenvolvimento em adaptação, nas duas últimas décadas, progrediu pouco em comparação com a mitigação de emissões (Heller e Zavaleta 2009). Neste tópico, revisaremos algumas iniciativas em curso no Brasil.

4.2.6 ADAPTAÇÃO BASEADA EM ECOSISTEMAS

O papel dos serviços ambientais na adaptação às mudanças climáticas ainda é um tema relativamente novo na arena científica e política que demanda diálogo e acordo entre distintos atores da academia, da sociedade civil e dos setores privado e público. Esquemas como o de pagamento de serviços ambientais (PSA), de Redução de Emissões provenientes de Desmatamento e Degradação Florestal (REDD+) e de manejo comunitário² são exemplos da chamada adaptação baseada em ecossistemas, que começa a se difundir na América Latina (Vignola *et al.*, 2009).

Por trás desses esquemas está o princípio da valoração de ecossistemas e seus serviços, cuja lógica é a de se maximizar os benefícios que as sociedades obtêm de sua interação com os ecossistemas, alocando eficientemente recursos naturais escassos para usos potencialmente benéficos, porém competidores. Contudo, as premissas inerentes às valorações econômicas podem não ser apropriadas quando aplicadas a serviços ambientais. Por exemplo, Abson e Termansen (2010) argumentaram que a valoração de ecossistemas deva refletir, não só os benefícios econômicos e culturais decorrentes da interação entre o homem e o ecossistema, mas também a capacidade destes últimos de assegurarem o fluxo de tais benefícios no futuro.

Os esquemas de PSA já apresentam exemplos bem sucedidos no continente, normalmente envolvendo a remuneração de serviços ligados à regulação de fluxo hídrico, a estocagem de carbono, a provisão de *habitat* para a biodiversidade e a beleza cênica (DeKoning *et al.*, 2011; Montagnini e Finney, 2011). O Programa Bolsa Floresta, em funcionamento no Estado do Amazonas desde 2007, é um exemplo brasileiro em que populações indígenas e tradicionais recebem compensação financeira e assistência de saúde, em troca de assumirem o compromisso de desmatamento zero de áreas de florestas primárias. Um ano depois de ter sido lançado, cerca de 2.700 famílias já eram beneficiadas (Viana, 2008).

O manejo comunitário de áreas naturais também é uma eficiente ferramenta para a adaptação às mudanças climáticas e conservação da biodiversidade. Porter-Bolland *et al.* (2012), ao comparar áreas protegidas com aquelas manejo comunitário em diversas partes do mundo tropical, inclusive no Brasil, constataram que as primeiras possuem maior taxa de desmatamento do que as últimas.

Na mesma linha, Nelson e Chomitz (2011) encontraram para a América Latina e incluindo os dados brasileiros que:

- (i) áreas protegidas de uso restrito reduziram substancialmente o fogo, mas aquelas de uso múltiplo foram ainda mais efetivas, e que,
- (ii) em áreas indígenas, a incidência de fogo florestal foi reduzida em 16 pontos percentuais em comparação com aquelas não protegidas.

Além disso, já surgem no continente, protocolos de pesquisa e monitoramento que remuneram comunidades locais atuando diretamente na coleta de informações científicas em campo (Luzar *et al.*, 2011).

Ainda nesse contexto, está em curso o debate que questiona se a conservação da biodiversidade e os serviços ambientais em paisagens agrícolas serão mais efetivamente alcançados através de

práticas de alta produtividade na agricultura, permitindo a dedicação de áreas mais extensas à conservação, ou se o serão por meio de práticas mais amigáveis à vida selvagem, nas quais as propriedades teriam maior valor enquanto habitat, mas menor produtividade (Green *et al.*, 2005). Schrott *et al.* (2011) estudaram o caso das cabucas baianas – áreas de plantio de cacau à sombra – e propuseram uma combinação dessas estratégias como o mais desejável, a partir de casos de sucesso na:

- (i) expansão do sistema de áreas protegidas;
- (ii) promoção de práticas agrícolas produtivas para o cacau, mas ao mesmo tempo favoráveis à biodiversidade e, ainda,
- (iii) na assistência a proprietários na implementação da legislação ambiental – Código Florestal – e das reservas particulares do patrimônio natural (RPPNs).

Todavia, a conservação da biodiversidade ainda está em grande parte confinada às áreas protegidas, mas com a magnitude das mudanças climáticas projetadas para o século, espera-se que muitas espécies e tipos vegetacionais percam sua representatividade dentro desses espaços (Heller e Zavaleta, 2009). O Brasil realizou um estudo que indicou as áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade (MMA, 2002; 2006b), sendo que os principais remanescentes de vegetação nativa existentes em várias regiões naturais do País foram apontados como importantes para a manutenção de espécies da fauna e da flora. Contudo, o exercício não considerou os cenários climáticos futuros e é bem provável que áreas que não foram identificadas na atualidade como importantes, poderiam ser destacadas nos cenários de mudanças climáticas.

Hannah *et al.* (2002) apontaram algumas ações básicas que compõem a integração das mudanças climáticas com estratégias de conservação – *Climate Change-integrated Conservation Strategies (CCS)* – e que podem ser adotadas por diferentes governos. Tais ações englobam o desenvolvimento de modelagens regionais, a expansão das redes de áreas protegidas, o manejo da matriz da paisagem, a coordenação regional de esforços e a transferência de recursos.

Obviamente, a expansão da rede de áreas protegidas, sejam elas públicas ou privadas, e o manejo da matriz de paisagem representam as ações mais imediatas para se atenuar os potenciais efeitos das mudanças climáticas, em especial nas situações onde se espera uma alteração da distribuição geográfica de espécies e ecossistemas. Dados analisados pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) indicam que, para diversos cultivos – soja, arroz, milho e café –, as áreas mais setentrionais no Brasil apresentarão maiores riscos climáticos enquanto que as mais meridionais poderão experimentar condições climáticas mais estáveis. Em outras palavras, as mesmas áreas que serão críticas para a manutenção de espécies e ecossistemas no cenário de mudanças climáticas serão as regiões onde os atuais cultívars poderão ser plantados sem grandes riscos.

4.2.7 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Ações de restauração ecológica aumentam a provisão de biodiversidade e serviços ambientais em 44% e 25%, respectivamente, conforme estimado por Benayas *et al.* (2009), a partir de uma meta-análise de 89 estudos de restauração no globo, incluindo a América do Sul. Além disso, tais ações aumentam o potencial de sequestro de carbono e promovem organização comunitária, atividades econômicas e melhoria de vida em áreas rurais (Chazdon, 2008), como é exemplificado por casos ocorridos na Mata Atlântica (Rodrigues *et al.*, 2011; Calmon *et al.*, 2011).

O bioma Mata Atlântica concentra hoje, os principais esforços em restauração florestal no País, mas ainda encontra dificuldades para fazê-lo a baixo custo, planejar em escala de paisagem e se ade-

² Embora iniciativas como REDD+ e manejo comunitário, por vezes, sejam tratadas como mitigação, neste capítulo são consideradas como adaptação por serem iniciativas que, não só protegem a biodiversidade e os serviços ambientais associados, mas também auxiliam na redução de pobreza.

quar a circunstâncias sociopolíticas localmente (Rodrigues *et al.*, 2009). Uma dessas dificuldades diz respeito a até que ponto a ciência pode embasar uma legislação sobre restauração florestal.

Aronson *et al.* (2011) discutiram o exemplo da legislação do Estado de São Paulo (SMA 08-2008), que estabelece números mínimos de espécies arbóreas nativas e a proporção de tipos funcionais e espécies ameaçadas a serem alcançados dentro de um determinado período de tempo em projetos de restauração. Enquanto para alguns cientistas, essa legislação é apropriada, para outros, não há um caminho único para a efetividade de um projeto de restauração e a ciência disponível ainda é insuficiente para se estabelecer normas técnicas ou metodológicas.

Apesar da importância da restauração ecológica como estratégia de adaptação, Jackson *et al.* (2005) alertaram para o risco de plantações florestais virem a ter efeito negativo sobre o balanço hídrico de solos, inclusive nos pampas da América do Sul. Resta ver, até que ponto tal risco seria detectável também para esforços de restauração com espécies nativas no Brasil. Além disso, autores chamam a atenção para o fato de que práticas de restauração aplicáveis a algumas áreas podem não ser adequadas para outras. Por exemplo, enquanto a fertilização pode facilitar o estabelecimento de mudas em ambientes pobres em nutrientes (Zamith e Scarano, 2006), essa prática pode aumentar o risco de *eutrofização* de lagos e rios se aplicada em ambientes sujeitos à inundação (Dias *et al.*, 2011).

4.2.8 BIOCOMBUSTÍVEIS

Biocombustíveis são promissoras fontes renováveis de energia e o Brasil tem grande destaque internacional na produção de bioenergia. Em 2006, a matriz energética brasileira já se consistia em 29,7% de energia gerada a partir de biomassa contra 38,4% de combustíveis fósseis (Nass *et al.*, 2007). Todavia, os biocombustíveis apresentam problemas potenciais ligados à emissão líquida positiva de gases de efeito estufa (GEEs), ameaças à biodiversidade, aumento nos preços dos alimentos e competição por recursos hídricos, os quais podem ser revertidos ou atenuados (Koh e Ghazoul, 2008).

Lapola *et al.* (2010) demonstraram que mudanças diretas no uso de terra para plantio de fontes de biocombustível – por exemplo, em substituição à pecuária – teriam pequeno impacto na emissão de carbono, enquanto que, mudanças indiretas – como a \neg plantação de biocombustível substituindo pecuária, que é empurrada em direção à floresta – poderiam emitir o carbono compensado pelo biocombustível. Esse mesmo estudo apontou que o etanol da cana-de-açúcar e o biodiesel derivado de soja cada um deles contribui para cerca da metade do desmatamento indireto projetado para 2020 – uma extensão de 121.970 km² –, criando um débito de carbono que levaria cerca de 250 anos para ser ressarcido pelos biocombustíveis em substituição aos combustíveis fósseis. Essa questão é amplamente discutida no Brasil e outros estudos mostram que a substituição de pastos degradados por cana de açúcar nas regiões centro-oeste, sudeste e sul, minimizam as emissões e está cada vez mais evidente que o aumento da produtividade da pecuária na Amazônia é inversamente proporcional ao desmatamento.

Assim, uma eventual expansão da área plantada de cana-de-açúcar, por exemplo, teria impacto ainda mais severo nos estados de Alagoas, Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Norte. Essa região é hoje, a segunda maior produtora de açúcar e etanol do País, e uma das porções mais ameaçadas de florestas tropicais do planeta – com apenas 12% restante e ~1% legalmente protegido –, onde a maior parte dos fragmentos florestais é menor do que 100 ha e várias espécies endêmicas estão na iminência de extinção (Bernard *et al.*, 2011).

Iniciativas como a moratória da soja na Amazônia Legal exercem um efeito inibitório sobre taxas de desmatamento. Rudorff *et al.* (2011) demonstraram que, de 2008 a 2010, a soja foi plantada apenas em 0,25% da área desmatada, o que representa 0,027% da extensão ocupada por essa

cultura no Brasil. A maior proporção de soja plantada em área de desmatamento após a chamada declaração da moratória da soja foi no Estado do Pará – 2,52% – e a menor em Rondônia – 0,03%. Lapola *et al.* (2010) demonstraram também, que o óleo de palma – dendê – causaria menos mudanças no uso de terra e menor débito de carbono associado do que outras culturas para biocombustível.

4.2.9 LACUNAS DE DADOS E PESQUISAS

Embora o Brasil conte com sólidas bases de dados acerca de clima – <http://www.inpe.br> – e de socioeconomia – <http://www.ibge.gov.br> –, ao País ainda faltam outras, abrangentes e acessíveis, sobre biodiversidade e serviços ambientais, apesar de algumas boas iniciativas recentes – <http://sinbiota.biota.org.br>; <http://floradobrasil.jbrj.gov.br>. Essa lacuna de dados sistematizados, em parte, explica a dificuldade para se integrar clima, natureza e Homem em análises e construções de modelos. As relações entre a biodiversidade, os serviços ambientais e o bem-estar humano são aparentes nesse relato, mas evidências empíricas para o Brasil ainda são pouco disponíveis. Esse tipo de pesquisa tem caráter claramente interdisciplinar e vem sendo chamada de ciência da sustentabilidade (Bettencour e Kaur, 2011).

Outra lacuna óbvia diz respeito à valoração de serviços ambientais, etapa essencial para muitas das ações de adaptação baseadas em ecossistemas. O Brasil possui *expertise* sobre o tema (Motta, 2006), mas essa linha de pesquisa tem demanda grande a ser atendida. Existem diversas ferramentas disponíveis (TEEB, 2010), aguardando por uma aplicação mais sistemática no País.

Uma terceira lacuna de pesquisa importante diz respeito à adaptação de espécies e assembleias às mudanças climáticas. Um avanço, aqui, dependerá de integração entre genética da adaptação ao clima e dinâmica de populações. Lavergne *et al.* (2010) admitiram essa, como sendo uma lacuna global e fortemente relacionada à separação histórica entre ecologia e evolução, que hoje impede o avanço na compreensão das consequências das mudanças climáticas para espécies e assembleias.

4.2.10 CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS

Os principais impactos aos quais os sistemas naturais terrestres e aquáticos continentais brasileiros estão sujeitos incluem:

- a) desmatamento, fragmentação e impacto sobre recursos hídricos a partir de mudanças no uso da terra; e
- b) impacto sobre a qualidade de recursos hídricos e sobre o solo por poluição derivada de ação antrópica.

Esses dois tipos de impacto, por sua vez, têm efeito direto sobre o clima. Impactos projetados até 2100, decorrentes de mudanças climáticas, incluem redução de chuvas e aumento de temperatura em boa parte do território brasileiro, implicando extinção ou mudanças da distribuição geográfica de espécies.

Todos os biomas brasileiros apresentam pontos de vulnerabilidade:

- a) o Mata Atlântica, por sua pequena e fragmentada cobertura florestal remanescente;
- b) o Cerrado, por sua pequena cobertura de áreas protegidas frente à expansão agrícola;
- c) o Caatinga, pela degradação ambiental acelerada que em alguns pontos já leva à desertificação;
- d) o Pantanal, por vulnerável a mudanças no seu regime de inundações, principalmente diante dos cenários de seca projetados;
- e) o Pampa, pelas profundas mudanças no uso de terra combinadas com susceptibilidade a espécies invasoras; e, finalmente,

f) o Amazônia, pela demanda de expansão de sua infraestrutura que não pode correr o risco de ocorrer desordenada.

Em todos esses biomas, as mudanças também tornam a sociedade vulnerável, em seus componentes como os de economia e saúde.

Por tudo isso, o País precisa avançar na construção e na implementação de estratégias de adaptação às mudanças em curso. Este Relatório aponta para algumas iniciativas de sucesso já existentes que, entretanto, precisam ganhar escala. Isso necessitará ter como base uma ciência mais interdisciplinar e melhor sucedida ao se comunicar com a tomada de decisão pelos setores público e privado (Scarano e Martinelli, 2010).

4.3. SISTEMA DE COSTA E ÁREAS COSTEIRAS BAIXAS

4.3.1 INTRODUÇÃO

A resposta das sociedades frente às mudanças nos padrões climáticos constitui-se em um dos principais desafios enfrentados pela humanidade no século XXI. Seu potencial para causar impactos econômicos e sociais é considerável, com efeito direto na qualidade de vida das populações costeiras. Esse desafio somente poderá ser enfrentado a partir de ações integradas entre os diversos setores da sociedade e fundamentado no conhecimento profundo dos cenários atuais e previstos.

As zonas costeiras, na sua aparente simplicidade paisagística e dinâmica habitual, exigem considerações similares ou até mais complexas do que os espaços interiores, já que envolvem questões relacionadas com as variações do nível do mar, *paleoclimas* e história vegetacional (Ab' Saber, 2000).

O litoral brasileiro, com 8.698 km de extensão e área aproximada de 514 mil km², constitui-se em um perene desafio à gestão em face da diversidade de situações existentes nesse território. São aproximadamente 300 municípios defrontantes com o mar, os quais têm, na faixa de praia, um espaço privilegiado para o desenvolvimento de atividades turísticas, lazer, pesca, entre outras. É nesse cenário dinâmico e de alta mobilidade, tanto física quanto socioeconômica, que residem aproximadamente 20% da população do País, sendo que 16 das 28 regiões metropolitanas encontram-se no litoral. Essas áreas de adensamento populacional convivem com amplas extensões de povoamento disperso e rarefeito. São os *habitats* das comunidades de pescadores artesanais, dos remanescentes de quilombos, de tribos indígenas e de outros agrupamentos imersos em gêneros de vida tradicionais.

Além dos já conhecidos e discutidos problemas ambientais incidentes nessa porção do território, desenha-se, atualmente, uma nova perspectiva frente às questões relativas às mudanças climáticas, principalmente no que tange às suas causas e efeitos. A necessidade de adaptação a essa nova realidade e de atenuação dos problemas por ela causada devem constituir-se em pauta constante dos órgãos públicos tomadores de decisão.

Nesse contexto, torna-se fundamental a compreensão das interações entre oceanos e zonas costeiras com as variáveis relacionadas às mudanças climáticas. Além disso, é vital a construção de uma visão estratégica dessa porção do território, com vistas às medidas de adaptação a novos cenários de aquecimento global, elevação do nível do mar, erosão costeira, entre outros.

É sob essa ótica que o presente capítulo visa avaliar a atual situação da zona costeira brasileira, dando especial enfoque aos recursos naturais e manejados, ecossistemas e seus usos. Para tanto, o conteúdo apresentado será abordado de maneira ecossistêmica, com análises específicas para ambientes de plataformas rasas e praias, manguezais e marismas, estuários e lagoas e lagunas costeiras. Será abordado ainda um estudo sobre vulnerabilidade da zona costeira que engloba

aspectos não apenas de cunho ambiental, mas também social e tecnológico.

4.3.2. MANGUEZAL E MARISMAS

4.3.2.1 PRINCIPAIS FORÇANTES SOBRE O ECOSISTEMA MANGUEZAL

Manguezais são ecossistemas florestais costeiros de influência marinha, localizados na zona entremarés de regiões tropicais e subtropicais, sendo, portanto, considerados ecossistemas costeiros marinhos, visto a forte dependência da energia das marés e da intrusão salina. A ocorrência dos manguezais é determinada, em uma escala global, por algumas condições básicas (Walsh, 1974):

- (i) temperatura média do mês mais frio superior a 20 °C e amplitude térmica anual inferior a 5 °C;
- (ii) presença de ambientes costeiros abrigados e;
- (iii) presença de água salgada.

No Brasil os manguezais ocorrem desde o extremo Norte, no Rio Oiapoque, 04° 20' N, até Laguna, no Estado de Santa Catarina, 28° 30' S. Dada essa ampla distribuição latitudinal, esse ecossistema está submetido a diferentes combinações de intensidades das forças que controlam sua estrutura, funcionamento e dinâmica.

Na Tabela 4.4 apresenta-se uma breve comparação entre as divisões da costa brasileira propostas por diversos autores. São mostradas ainda, para cada um dos segmentos da costa brasileira, as principais forças que controlam tanto a ocorrência de florestas de mangue, como o desenvolvimento estrutural dessas florestas. Já a Tabela 4.5 diferencia algumas das principais características entre marismas e manguezais.

Tabela 4.4. Divisão da costa brasileira e forçantes associadas à ocorrência e desenvolvimento de florestas de mangue, segundo classificações propostas por Schaeffer-Novelli et al. (1990) e Muehe (2010).

Divisão da costa brasileira		Forçantes associadas à ocorrência e desenvolvimento das florestas de mangue
Schaeffer-Novelli et al. (1990)	Muehe (2010)	
Costa do Amapá	Costa norte dominada por marés e manguezais	Regime de macromarés, clima úmido com excedente hídrico anual, forte aporte sedimentar e de água doce de origem continental, com destaque para o Rio Amazonas
Golfo do Rio Amazonas		
Reentrâncias maranhenses		
Costa leste do Maranhão ao Cabo Calcanhar (RN)	Costa nordeste com déficit sedimentar	Domínio de falésias com planícies costeiras pouco desenvolvidas e áreas abrigadas restritas a desembocadura de rios e estuários, clima com déficit hídrico anual mais acentuado na porção norte
Costa nordeste do Cabo Calcanhar ao Recôncavo Baiano		
Recôncavo Baiano a Cabo Frio	Costa dominada por falésias e deltas dominados por ondas	Regime de micromarés, precipitação e evapotranspiração similares numa base anual, com déficit hídrico em alguns trechos, presença mais acentuada de falésias na porção norte, alternância no domínio de processos climático-oceanográficos tropical e subtropical
Cabo Frio a Torres	Costa com lagoas associadas a cordões arenosos duplos	Regime de micromarés, clima úmido com excedente hídrico anual, domínio da Serra do Mar, com limitação de áreas abrigadas em alguns trechos, as quais ocorrem associadas a sistemas lagunares/planícies costeiras em trechos onde a Serra do Mar se afasta da linha de costa e as desembocaduras de rios
	Costa Sudeste dominada por costões rochosos	
Costa do Rio Grande do Sul	Costa arenosa do Rio Grande do Sul com domínio de cordões arenosos múltiplos	Não ocorrência de manguezais por limitação climática

Fonte: adaptado pelos autores

Tabela 4.5. Algumas características dos manguezais e das marismas.

	Marismas	Manguezais
Ocorrência	Predominam na zona entremarés das regiões temperadas, geralmente em áreas abrigadas ou semiabrigadas e em ambientes de deposição de sedimentos; nos locais em que coexistem com os manguezais, ocupam as porções mais baixas e podem colonizar clareiras resultantes de perturbações naturais e antropogênicas.	Predominam na zona entremarés das regiões tropicais e subtropicais, geralmente em áreas abrigadas ou semiabrigadas e em ambientes de deposição de sedimentos
Distribuição	Todo o litoral brasileiro, mas restritas a faixas estreitas e com baixa diversidade nos locais em que coexistem com os manguezais.	Limite sul de ocorrência em Laguna, Santa Catarina.
Produtividade primária.	Alta	Alta
Diversidade florística.	Baixa	Baixa
Importância para a fauna estuarina.	Importantes como local de refúgio e alimentação para juvenis de vertebrados e invertebrados marinhos e estuarinos.	Importantes como local de refúgio e alimentação para juvenis de vertebrados e invertebrados marinhos e estuarinos.
Tipos de plantas que dominam.	Plantas vasculares herbáceas halófitas.	Plantas vasculares lenhosas halófitas.
Biomassa vegetal.*	Maior na porção subterrânea – raízes e rizomas.	Maior na porção aérea – troncos, galhos, folhas.
Taxa de cobertura do solo pelas plantas e de insolação.	Maior cobertura do solo e maior insolação.	Menor cobertura do solo e menor insolação.
Produção de detritos.**	Maior no inverno.	Maior no verão.
Fauna bêntica.	Maior densidade e riqueza de espécies.	Menor densidade e riqueza de espécies.
Estratégias reprodutivas.	Principalmente reprodução vegetativa.	Árvores são vivíparas e a dispersão dos propágulos é feita pela água.

* A informação apresentada para os manguezais baseia-se em poucos estudos disponíveis sobre a biomassa subterrânea e não pode ser considerada como padrão geral do ecossistema.

** Evidências de estudos na Baía de Paranaguá, litoral do Paraná, revisados por Lana (2003).

Fonte: adaptado pelos autores

4.3.2.2 OCORRÊNCIA, COMPOSIÇÃO E FUNCIONAMENTO DE MARISMAS AO LONGO DO LITORAL BRASILEIRO

As marismas estão entre os ecossistemas mais produtivos do mundo e fornecem uma série de serviços ambientais para as sociedades humanas. No entanto, os usos diversos e a alta concentração de população e atividades humanas na costa têm resultado em constantes manipulações desse ecossistema, com consequentes alterações na estrutura, funções e distribuição das marismas (Gedan *et al.*, 2009).

Apesar do registro de diversas espécies nas marismas do Brasil, na maior parte do litoral o padrão de ocorrência desse ecossistema é na forma de bancos monoespecíficos de gramíneas do gênero *Spartina* ocupando as partes mais baixas da região entremarés, em frente aos manguezais. Nessas áreas, as marismas podem ser vistas como formações pioneiras que tendem a ser substituídas pelos manguezais, sendo sua expansão aparentemente limitada pela atenuação da luz pela copa das árvores de mangue (Lana *et al.*, 1991; Costa e Davy, 1992; Lana, 2003; Braga *et al.*, 2011). Pode-se considerar que, além dessa competição com as árvores de mangue, as forças que controlam a ocorrência e desenvolvimento das marismas na maior parte do litoral brasileiro são as mesmas descritas para os manguezais, conforme a Tabela 4.5.

Nessas regiões de coexistência entre marismas e manguezais, não há estimativas sobre a área total ocupada pelas marismas, principalmente pela dificuldade de mapeá-las usando técnicas tradicionais de detecção remota, já que, por formarem faixas estreitas e bastante próximas aos manguezais, é difícil separá-las visual ou analiticamente desses, ou mesmo dos baixios não vegetados adjacentes (Lana, 2003).

As marismas convivem com os manguezais, sendo competitivamente limitadas por eles, até a região de Laguna, em Santa Catarina, limite austral de distribuição das espécies de mangue no Brasil (Schaeffer-Novelli *et al.*, 1990). Nas lagoas costeiras da região de Laguna, as marismas ainda ocorrem predominantemente como bancos monoespecíficos de *Spartina alterniflora*, havendo indícios de que sofrem competição com os taboais na sua distribuição ao longo do estuário e das lagoas (Valgas, 2009).

É no estuário da Lagoa dos Patos, no Rio Grande do Sul, que as marismas passam a ser mais desenvolvidas, mais extensas e mais diversas, ocupando uma área total de aproximadamente 70 km² e podendo ser divididas em 25 unidades espacialmente distintas, separadas por características de sua cobertura vegetal ou por discontinuidades físicas na sua ocorrência (Costa *et al.*, 1997).

Nessa região predominam estudos voltados para a composição de espécies, produtividade primária e distribuição espacial de diferentes associações de plantas (Costa, 1998a; Isacch *et al.*, 2006; Seeliger *et al.*, 1998; Cunha *et al.*, 2005; Peixoto e Costa, 2004), além de estudos sobre usos dos recursos e impactos das atividades humanas sobre as marismas (Seeliger e Costa, 1998; Costa e Marangoni, 2000; Marangoni e Costa, 2009b; 2010), os quais estão marcadamente ausentes das demais regiões, com raras exceções, como a descrição feita por Miranda (2004) da exploração de sururu nas marismas do Complexo Estuarino de Paranaguá, ou a avaliação dos efeitos de um deramamento experimental sobre a vegetação das marismas, também realizado no litoral do Paraná (Wolinski *et al.*, 2011).

Além da diversidade de espécies, da extensão e da complexidade estrutural, outro fator importante separa as marismas da Lagoa dos Patos e as de Laguna – apesar dessas não terem a diversidade de espécies ou a complexidade estrutural daquelas – das demais marismas do litoral brasileiro: elas são classificadas como irregularmente alagadas, pois se localizam no estuário de uma lagoa estrangulada e estão sujeitas a um regime de micromarés, com grande variabilidade sazonal e anual nos índices pluviométricos, situação em que a salinidade e o tempo de inundação são bastante variáveis e dependem principalmente do aporte de água doce e da direção dos ventos (Costa, 1998b; Costa *et al.*, 2003).

As demais marismas brasileiras estão, em geral, sujeitas a inundações periódicas e regulares, sob a influência preponderante de regimes de meso e macromarés, ainda que variações no aporte de água doce também tenham influência sobre a salinidade e o tempo de inundação (Lana, 2003).

4.3.2.3 POTENCIAIS IMPACTOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE O ECOSISTEMA MANGUEZAL

Considerando-se as forças determinantes para a ocorrência dos manguezais, bem como o modelo de assinatura energética, que controla o desenvolvimento estrutural das florestas de mangue, podemos identificar alguns aspectos das mudanças climáticas que podem afetar direta ou indiretamente o ecossistema manguezal.

Alongi (2008) e Gilman *et al.* (2008) destacam como principais alterações com potencial impacto sobre o ecossistema manguezal as de temperatura, no regime de chuvas, as de concentração de dióxido de carbono (CO₂) atmosférico, na incidência de eventos extremos – marés extremas e tempestades – e as dos padrões de circulação oceânica.

Dentre esses efeitos, a elevação do nível médio do mar é considerada a de maior impacto potencial sobre os manguezais (Gilman *et al.*, 2008), pois implica em alterações na zona entremarés, na frequência de inundação e na dinâmica sedimentar.

Em estudo recente, Soares (2009) analisou as respostas dos manguezais a variações ocorridas no passado, sobretudo no Quaternário, descritas em estudos realizados em diversos manguezais do mundo. Nessa análise, esse autor considerou aspectos relacionados à morfodinâmica dos sistemas onde os manguezais ocorrem e às exigências fisiológicas das espécies de mangue, além de características-chave das regiões de ocorrência das florestas de mangue – regime de marés, dinâmicas, costeira e sedimentar, e geomorfologia costeira, por exemplo. Com base nesses dados, Soares (2009) propôs um modelo conceitual para analisar a resposta dos manguezais à elevação do nível médio do mar. Segundo esse modelo, conforme Figura 4.9, o comportamento dos manguezais dependerá de fatores primários locais, tais como:

- (i) topografia;
- (ii) fonte de sedimento;
- (iii) taxa de aporte de sedimento;
- (iv) hidrologia e área da bacia de drenagem;
- (v) amplitude de marés;
- (vi) dinâmica costeira;
- (vii) taxa de elevação do terreno;
- (viii) taxa de elevação do nível médio do mar.

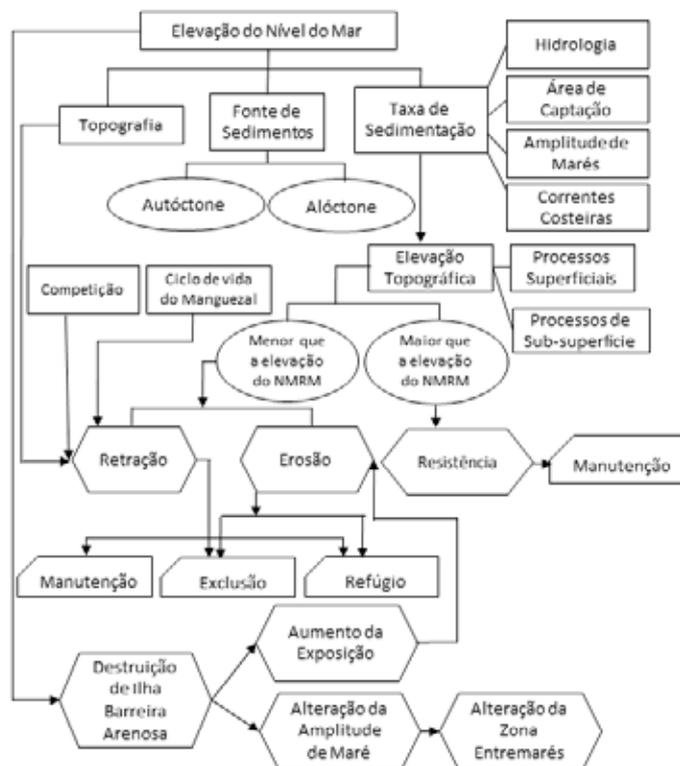
Esses fatores determinarão, basicamente, o balanço entre elevação do nível do mar e sua compensação através de processos de deposição de sedimentos, bem como a existência de áreas planas para uma possível acomodação ou retração dos manguezais, caso haja uma elevação do nível médio relativo do mar. Esse processo de acomodação ou retração dependerá ainda da competição com comunidades não halófitas existentes na planície costeira e da compatibilidade da taxa de elevação do nível médio relativo do mar com o ciclo de vida das espécies de mangue. Como resultado, podemos identificar três possíveis comportamentos das florestas de mangue:

- (a) erosão;
- (b) retração e
- (c) resistência.

Por sua vez, eles determinarão três modos de ocorrência dos manguezais:

- (a) manutenção;
- (b) exclusão; e,
- (c) ocorrência em refúgios.

Figura 4.9. Modelo conceitual de resposta de manguezais à elevação do nível médio do mar.



Fonte: Soares (2009)

No que se refere ao Brasil, apenas duas regiões possuem informações reais que relacionem alterações no ecossistema manguezal com uma possível elevação do nível médio do mar e referem-se a manguezais nos estados do Rio de Janeiro e no Pará. Todavia, encontramos ainda alguns estudos relativos a manguezais do Nordeste do Brasil, que apontam a possibilidade de alterações em áreas de manguezal associadas à elevação do nível médio do mar.

No Rio de Janeiro, os manguezais, localizados na Reserva Biológica Estadual de Guaratiba, à Baía de Sepetiba, são alvo de um programa de monitoramento permanente mantido pelo Núcleo de Estudos em Manguezais (NEMA/UERJ) desde 1996, permitindo a construção de uma série de dados singular. Os resultados desse monitoramento possibilitaram a identificação do processo de colonização da planície hipersalina, adjacente à floresta de mangue, por espécies de mangue (Soares *et al.*, 2005). Com base na observação desse processo, esses autores reavaliaram os padrões de distribuição das espécies de mangue, que haviam sido definidos como reflexo de um padrão estático de zonação das mesmas, segundo um gradiente de frequência de inundação pelas marés. Nessa nova abordagem foi possível identificar um processo dinâmico de sucessão ecológica, no qual o manguezal estaria migrando em direção ao continente e ocupando – colonizando – áreas anteriormente ocupadas pelas planícies hipersalinas. Após diversas análises foi possível constatar que esse processo estaria sendo induzido pela elevação do nível médio do mar (Soares *et al.*, 2005).

Para tanto, vários possíveis agentes de indução de alterações foram descartados. Um dos pontos para esse entendimento foi a compreensão de que, apesar da planície hipersalina estar localizada na região entremarés, a mesma possui características físico-químicas impróprias ao desenvolvi-

mento de espécies de mangue. Portanto, a colonização dessa região por vegetais de mangue é um forte indício de alteração dessas condições. O principal agente para a mudança das características físico-químicas dos substratos dessa região seria uma alteração na frequência de inundação pelas marés.

Apesar da região de Guaratiba, no Rio de Janeiro, ser a única área de manguezais do litoral brasileiro com um monitoramento permanente de longo prazo, visando à análise da resposta desse ecossistema a processos relacionados às mudanças climáticas, outros estudos pontuais são relevantes e apontam análises em outras regiões. Para a Região Norte do Brasil, Lara *et al.* (2002) e Cohen e Lara (2003) identificaram, através da análise de série de 25 anos de imagens de radar e de satélites, processos de retração e expansão de manguezais no Pará. Cohen e Lara (2003) atribuíram esse comportamento principalmente à resposta a processos geomorfológicos. Todavia, em algumas regiões, os manguezais se expandiram em direção ao continente, sobre planícies colonizadas por vegetação herbácea – planície hipersalina – de forma contínua, que pode ser uma resposta não a processos geomorfológicos cíclicos, mas a uma tendência de longo prazo, como por exemplo, elevação do nível médio do mar, conforme hipótese levantada pelos autores e sustentada pelo modelo apresentado por Soares (2009).

Segundo Lara *et al.* (2002), no período analisado – 1972 a 1997 – houve uma redução na área ocupada por manguezais na região estudada – península de Bragança, Pará –, todavia, na parte central da península, foi observada uma expansão da floresta de mangue sobre áreas topograficamente mais elevadas, anteriormente ocupadas por vegetação herbácea, que foi progressivamente invadida por *Avicennia germinans*. Esses autores ainda relatam que o limite atual – na época em que a análise foi realizada – entre a vegetação herbácea e a floresta de mangue, possui uma frequência de inundação de cerca de 40 dias/ano, apresentando indivíduos de *Avicennia germinans* com altura entre um e cinco metros. Já a região correspondente ao limite anterior – de 1972 – entre a vegetação herbácea e a floresta de mangue possui atualmente uma frequência de inundação de cerca de 60 dias/ano, com indivíduos de *Avicennia germinans* com altura entre oito e dez metros.

Lacerda *et al.* (2007) estimaram as alterações na descarga do Rio Pacoti, no Estado do Ceará, e destacam a expansão de área de manguezal devido a essas alterações e processos, sobretudo ao abandono de antigas salinas e construção de barragens para abastecimento humano e irrigação.

Todavia, a análise desses dados permite algumas reflexões adicionais. Além da identificação da expansão de áreas de manguezal sobre antigas salinas e sobre bancos lamosos às margens do rio e em novas ilhas formadas, que indicam alterações associadas aos processos anteriormente descritos, observa-se uma significativa expansão das florestas de mangue sobre áreas mais elevadas, ocupadas originalmente por vegetação herbácea de marismas. Isso pode sugerir um aumento da influência salina em direção a essas áreas elevadas, como acontece no modelo de Soares (2009), em resposta a uma suposta elevação do nível médio do mar.

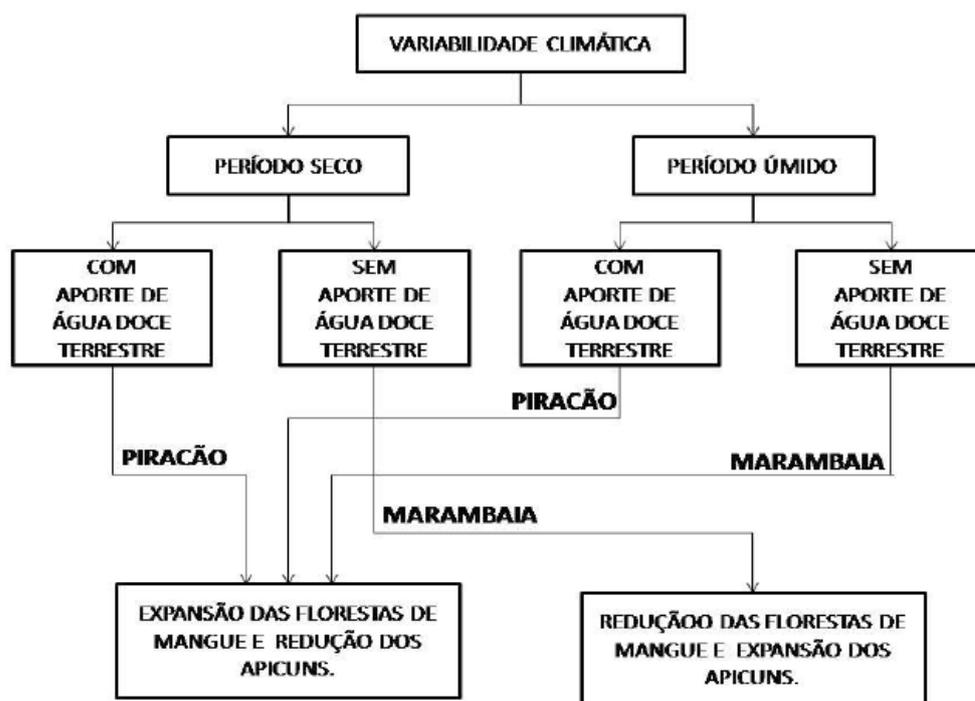
Essa observação pode indicar que o processo descrito para o Sudeste do Brasil, nos estudos de Soares *et al.* (2005) no Estado do Rio de Janeiro e o Norte, nos estudos de Lara *et al.* (2002) e Cohen e Lara (2003) no Estado do Pará, também esteja ocorrendo na Região Nordeste. Contudo, estudos e análises mais detalhados são necessários para que se possa discriminar os efeitos de alterações locais, – sobretudo o da redução da vazão de rios sobre o aumento da influência marinha em áreas mais elevadas –, de ciclos climáticos e de fatores relacionados às mudanças climáticas sobre a dinâmica dessas florestas de mangue, posto que apenas no Rio de Janeiro dispõe-se de informações oriundas de um monitoramento sistemático dos manguezais, visando especificamente à análise de processos relacionados às mudanças climáticas.

O comportamento dos manguezais de Guaratiba, anteriormente descrito como sendo regido pela oscilação do nível médio relativo do mar, através de uma análise mais cuidadosa, indica cenários mais complexos e a possibilidade de um controle climático (Soares *et al.*, 2005). Ao analisarem os padrões de desenvolvimento estrutural da floresta madura dessa região, esses autores identificaram patamares na vegetação do manguezal estudado. Essas feições demonstram que o processo de avanço do manguezal sobre a planície hipersalina não ocorre de forma contínua, mas sobre a forma de pulsos. Assim sendo, provavelmente há um controle da sucessão por características que regulam o crescimento da vegetação de mangue.

A hipótese proposta por Soares *et al.* (2005) para a formação dos pulsos no manguezal em questão está relacionada à variabilidade nos parâmetros meteorológicos. Sob esse prisma, haveria uma sobreposição de agentes no controle do processo sucessional. A elevação do nível médio relativo do mar atuaria aumentando a frequência de inundação pelas marés e, por conseguinte, tornando as condições físico-químicas favoráveis ao crescimento e à manutenção das espécies de mangue. Paralelamente, a disponibilidade de água, representada pela precipitação, exerceria papel fundamental nas fases iniciais desse processo, que seriam representadas pela produção de propágulos, recrutamento de propágulos e crescimento e sobrevivência inicial de plântulas e jovens.

Os estudos desenvolvidos em Guaratiba por Almeida (2007, 2010) e Almeida *et al.* (2007) ainda apontam para o papel de sistemas continentais de água doce, os quais funcionam como atenuadores das condições mais rigorosas durante os períodos secos, conforme Figura 4.10. Em outras palavras, em regiões com fonte de água doce de origem continental, tais como rios e brejos, os manguezais se expandem principalmente durante os períodos úmidos, mantendo-se com pouca expansão nos períodos secos. Já em regiões sem aporte de água doce continental, em anos secos pode-se observar uma retração das florestas de mangue devido ao alto estresse hídrico. Essas observações comprovam a importância da análise de toda a paisagem costeira em conjunto, no que se refere aos efeitos da disponibilidade hídrica e da precipitação sobre as florestas de mangue.

Figura 4.10. Esquema conceitual do comportamento de florestas de mangue em resposta à variabilidade climática.



Fonte: Almeida (2010).

A análise anteriormente apresentada, no que se refere ao comportamento dos manguezais de Guaratiba, Rio de Janeiro, apesar de tratar de ciclos ou variabilidade climáticos, apresenta extrema relevância para o entendimento da resposta de manguezais sob distintas condições, tais como aquelas oriundas das mudanças climáticas globais.

4.3.2.4 POTENCIAIS IMPACTOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE MARISMAS

Os principais impactos das mudanças climáticas sobre as marismas são os mesmos previstos para os manguezais e outras formações estuarinas que ocupam a faixa *entremarés*. Esses impactos devem ser considerados em associação com outras atividades humanas, que já vêm modificando esses ecossistemas, e também devem se modificar em resposta às mudanças climáticas, gerando efeitos variados sobre os ecossistemas costeiros, em processos de contínua retroalimentação, ocorrendo ao longo de diversos níveis das escalas espacial e temporal (Scavia *et al.*, 2002; Day *et al.*, 2008).

As marismas, quando coexistem com os manguezais, geralmente ocupam as áreas de menor elevação da zona *entremarés* e estão sujeitas a taxas de inundação mais elevadas (Lana, 2003), ficando mais propensas a desaparecer, caso sua taxa de acreção vertical relativa seja menor do que a dos ecossistemas que ocupam as áreas mais elevadas.

Portanto, para a maioria das marismas do litoral brasileiro, a opção de migrar em direção ao continente fica dependente do comportamento dos manguezais. E mesmo nas áreas ao sul de Laguna, em Santa Catarina, fora do limite de ocorrência dos manguezais, as marismas podem não conseguir acompanhar a subida do nível do mar se tiverem taxas de acreção menores do que as dos pântanos salobros e de água doce que ocorrem em áreas mais altas ou mais internas do estuário, o que já foi demonstrado para outras regiões (Craft, 2007). Esse problema pode se somar a mudanças na descarga de água doce associada a uma crescente demanda pela população que vive ao longo das bacias de drenagem e por variações decorrentes das mudanças climáticas, como mudanças nos regimes de chuvas.

Assim, as ameaças às marismas, a exemplo dos manguezais, têm origem em duas frentes: por um lado, a ocupação humana da zona costeira extrai recursos de maneira insustentável e limita o espaço disponível para migração desses ecossistemas, além de afetar fatores como o aporte de sedimentos, o volume de água subterrânea e a descarga de nutrientes e poluentes; por outro, as mudanças climáticas globais, principalmente a subida do nível do mar, pressionam as margens desses ecossistemas voltadas para o oceano, provocando erosão, mortalidade e perda de área (Taylor e Sanderson, 2002).

Além do nível do mar e dos impactos das atividades humanas, as marismas, a exemplo dos manguezais, sofrerão os efeitos de alterações em outros fatores relacionados às mudanças climáticas, sendo os principais: mudanças nos padrões de circulação das águas costeiras; aumento da temperatura do ar e da água do mar; aumento do CO₂ atmosférico; aumento na frequência e intensidade de tempestades; aumento na intensidade de ondas e ventos; e alterações no aporte de água doce, sedimento e nutrientes, decorrentes de mudanças nos regimes de chuvas e dos padrões de uso e ocupação das bacias hidrográficas (Scavia *et al.*, 2002; Gilman *et al.*, 2008; Lovelock e Ellison, 2007; McLeod e Salm, 2006; Day *et al.*, 2008).

A maioria dos estudos realizados sobre marismas da costa brasileira não trata diretamente das mudanças climáticas e de seus possíveis impactos sobre esse ecossistema. Apenas Davy e Costa (1992) mencionam a perspectiva de aceleração da elevação do nível do mar e suas implicações para os estudos sobre marismas, destacando a importância de se compreender os mecanismos que controlam a distribuição das espécies ao longo do gradiente de inundação, e Seeliger e Costa (1998) citam o aquecimento global e a subida do nível do mar como impactos sobre os ecossistemas costeiros e marinhos do extremo Sul do Brasil.

No entanto, várias das linhas de pesquisa que já vêm sendo desenvolvidas no litoral brasileiro apresentam relações com o tema no sentido de fornecerem subsídios que permitem avaliar a exposição, a sensibilidade e a capacidade de resposta das marismas aos efeitos previstos das mudanças climáticas. A seguir, considerando-se os potenciais impactos descritos, apresentamos algumas das possíveis relações entre os estudos já realizados no Brasil e os efeitos esperados das mudanças climáticas sobre as marismas.

Estudos como o de Marangoni e Costa (2010), sobre os usos tradicionais das marismas por pecuaristas e agricultores na Lagoa dos Patos, são importantes para análises de vulnerabilidade às mudanças climáticas e de possíveis estratégias de adaptação, pois demonstram a importância que o ecossistema tem para essas populações, que mudanças vêm ocorrendo e como essas atividades vêm sendo impactadas pelas mudanças. Por exemplo, os pecuaristas usuários das marismas entrevistados pelos autores relataram um aumento da invasão das áreas de campo e de macega – *Spartina densiflora* – pelo junco, o que acaba por diminuir as áreas disponíveis para pastagem. Essa expansão estaria relacionada a uma diminuição da salinidade na Lagoa dos Patos devido a um maior aporte de água doce no estuário.

A tendência observada na região é de um aumento das chuvas nos últimos 50 anos (Marengo, 2006). Caso essa tendência continue, ou mesmo se intensifique, em decorrência das mudanças climáticas, o processo de invasão pelo junco poderia ser exacerbado. De forma semelhante, estudos que incluam o impacto que as atividades humanas vêm tendo sobre as marismas (Seeliger e Costa, 1998; Costa e Marangoni, 2000; Marangoni e Costa, 2009b; Wolinski *et al.*, 2011) tornam-se bastante relevantes, uma vez que essas atividades podem afetar não apenas a composição de espécies, a estrutura e o funcionamento das marismas, mas também sua própria capacidade de se adaptar aos efeitos das mudanças climáticas.

Exemplo desse tipo de análise é o estudo de Marangoni e Costa (2009a), que observaram mudanças no tamanho das áreas de marismas na Lagoa dos Patos, na segunda metade do século XX. As perdas de área observadas se devem principalmente a processos erosivos e expansão urbana. Os primeiros são causados por ondas geradas por ventos associados a passagens de frentes frias, no inverno e outono e ao anticiclone do Atlântico Sul, na primavera e no verão. Esse tipo de erosão parece se intensificar durante os meses mais chuvosos, no inverno, quando o aumento do aporte de água doce eleva o nível da água do estuário, caracterizando assim mais uma ameaça às marismas relacionada à descarga de água doce na Lagoa dos Patos e ao nível do mar, processos dependentes do clima, e das atividades humanas ao longo da bacia hidrográfica, com alterações previstas em decorrência das mudanças climáticas.

São relevantes também estudos que analisam a competição entre as plantas de marisma e a influência das taxas de inundação e da salinidade sobre essas interações bióticas (Costa *et al.*, 2003), ou como a distribuição dos ecossistemas – entremarés e adjacentes –, é afetada por alterações nos padrões de inundação, na salinidade, na pluviosidade, no aporte de sedimentos e na presença de perturbações antropogênicas.

Um exemplo é o estudo de Valgas (2009), nas lagoas costeiras de Laguna, Santa Catarina. O autor compara as marismas com os taboais e sugere que a taboa *Typha dominguensis* pode estar substituindo competitivamente a *S. alterniflora* nas áreas mais internas e, possivelmente, nas intermediárias do estuário. A taboa teria uma capacidade maior de se estabelecer quando a salinidade está baixa e, com isso, impediria a chegada da *S. alterniflora*, restrita às áreas com maior salinidade. Essa dinâmica pode ser alterada caso ocorra uma elevação do nível do mar ou uma mudança no regime de chuvas e ventos na região, em consequência das mudanças climáticas.

Ao contrário do paradigma predominante, de que as marismas são controladas primariamente por fatores abióticos, há indícios de que fatores bióticos, tal como a herbivoria, podem ter um papel importante e que precisam ser estudados e considerados nas ações de gestão (Gedan *et al.*, 2011).

No caso do Brasil, há evidências de que a ação de herbívoros pode afetar significativamente a produtividade e a capacidade competitiva das espécies de marisma (Costa *et al.*, 2003), mas não há estudos mais detalhados sobre essa relação específica entre a fauna e a flora. Estudos nessa linha são importantes, especialmente considerando as possíveis correlações entre herbivoria e outros impactos. Por exemplo, maior temperatura do ar e maior *eutrofização* das marismas tendem a resultar em aumento da produtividade primária, mas potencialmente diminuem a diversidade e aumentam a atratividade das plantas para os herbívoros, enquanto atividades humanas, como a pesca, podem eliminar predadores e favorecer a proliferação dos herbívoros (Gedan *et al.*, 2011).

4.3.2.5 VULNERABILIDADE DO ECOSISTEMA MANGUEZAL A MUDANÇAS CLIMÁTICAS

A vulnerabilidade da zona costeira brasileira às mudanças climáticas foi objeto de algumas análises recentes (Muehe, 2010; Nicolodi e Petermann, 2010), que focaram basicamente na erosão e riscos de inundações, relacionados à elevação do nível médio do mar e a eventos extremos, tendo como objeto principal uma análise da suscetibilidade de populações e infraestrutura costeiras a essas alterações. Todavia, poucos foram os estudos com foco especificamente na vulnerabilidade dos manguezais brasileiros às mudanças climáticas. Dentre esses, destacam-se aqueles realizados para o município do Rio de Janeiro (Soares, 2008), para a região metropolitana do Rio de Janeiro (Soares *et al.*, 2011) e para a Baía de Paranaguá (Faraco *et al.*, 2010), cujo objetivo básico era estudar a vulnerabilidade dos manguezais à elevação do nível médio do mar.

Considerando que existem, vivendo próximas a esses ecossistemas, populações que dependem diretamente de seus recursos e serviços ambientais para sua subsistência, e ao mesmo tempo funcionam como fontes de impactos e de diminuição de sua resiliência, torna-se essencial analisar conjuntamente esses sistemas, considerando-os como acoplados, ou seja, como *sistemas socioecológicos* (Adger, 2006; Berkes *et al.*, 2003; Gallopín, 2006); necessidade que também é bastante enfatizada nos estudos de vulnerabilidade (Wisner *et al.*, 2004).

No que tange à vulnerabilidade dos manguezais em escala nacional é importante considerarmos a possibilidade de uma análise em diferentes escalas espaciais, dependendo do refinamento desejado, da disponibilidade de informações detalhadas e dos objetivos da referida análise. Nesse sentido, os critérios que definem a resiliência ou capacidade de adaptação dos manguezais a dados cenários de alterações também podem ser abordados em diferentes escalas de refinamento. Dessa forma, sob um prisma global, Alongi (2008) elenca as áreas de manguezais do mundo consideradas *muito vulneráveis* ou *pouco vulneráveis* à elevação do nível médio do mar, examinando-se basicamente sua capacidade de compensar, através de processo de sedimentação, a taxa de elevação do nível médio do mar.

Assim, partindo da premissa de que áreas submetidas a regime de macromarés, em costas tropicais úmidas e/ou em áreas sob a influência de aporte fluvial significativo e áreas consideradas remotas – onde a ocupação humana não impediria a migração das florestas em direção ao continente – são as menos vulneráveis às alterações do nível médio do mar. Entre essas áreas está a Região Norte do Brasil, sob a influência de macromarés e do aporte do Rio Amazonas. Por outro lado, as áreas consideradas *muito vulneráveis* seriam aquelas localizadas em ilhas baixas e/ou em ambientes *carbonáticos*, onde as taxas de aporte de sedimento e a disponibilidade de terras para migração das florestas são reduzidas ou, ainda, em áreas com baixa contribuição fluvial ou em processo de subsidência da massa continental.

Sob o ponto de vista da análise global realizada por Alongi (2008), todas as regiões de manguezais do Brasil fora da influência de macromarés e do aporte do Rio Amazonas não são incorporadas nas classes apresentadas, o que pode nos levar a uma análise equivocada de que tais áreas encontram-se num grau intermediário de vulnerabilidade. Na análise de vulnerabilidade, as características geomorfológicas tomam outra dimensão, ao se tornarem fator determinante da resiliência do sis-

tema, expressa na disponibilidade de áreas para migração ou acomodação do sistema, conforme descrito no modelo de Soares (2009).

Gilman *et al.* (2008) também citam que a resistência e resiliência dos manguezais à elevação do nível médio do mar dependem de alguns fatores, dentre os quais a taxa de elevação do nível relativo do mar e a existência de áreas livres para migração dos manguezais em direção ao continente. Por essa análise, poderíamos inferir com base nas características geomorfológicas da costa brasileira, descritas de forma geral por Silveira (1964) e aprofundadas por Schaeffer-Novelli *et al.* (1990) e Muehe (2010), conforme a Tabela 4.4, e com base no modelo de Soares (2009) que, numa escala de grandes feições geomorfológicas, teríamos uma região menos vulnerável à elevação do nível médio do mar, com capacidade de adaptação, ao Norte do Brasil. Isso é consequência da presença de extensas planícies costeiras, intenso aporte sedimentar e baixa densidade populacional, corroborando o proposto em escala global por Alongi (2008).

A costa do Brasil, que se estende desde o Nordeste até o Sul, pode ser categorizada como de maior vulnerabilidade, pelo domínio de feições geomorfológicas que limitam a possibilidade de migração/acomodação dos manguezais em direção ao continente, representadas ora pela formação barreiras, ora pela Serra do Mar. O grau de vulnerabilidade nesse segmento da costa pode ainda ser reduzido, naquelas porções onde essas feições se afastam da linha de costa, permitindo a formação de planícies costeiras mais extensas e que possuam baixa taxa de ocupação humana. Por outro lado, nesse segmento a maior vulnerabilidade ocorrerá nas porções onde essas feições se aproximam da linha de costa e reduzem a área disponível para retração ou acomodação das florestas de mangue e/ou onde as planícies costeiras têm alta ocupação humana, reduzindo da mesma forma as áreas para acomodação do sistema frente às novas condições.

Apesar das considerações anteriormente apresentadas para a costa brasileira, uma análise mais detalhada ainda está por ser feita, para que possamos categorizar, com maior segurança e precisão, os diferentes trechos ocupados por manguezais quanto à vulnerabilidade à elevação do nível médio do mar. As únicas análises, com refinamento em escala local, sobre a vulnerabilidade de manguezais brasileiros à elevação do nível médio do mar foram as realizadas por Soares (2008) sobre as florestas de mangue do município do Rio de Janeiro e posteriormente ampliada para a região metropolitana do Rio de Janeiro (Soares *et al.*, 2011).

A principal resposta esperada para os manguezais da região metropolitana do Rio de Janeiro, segundo Soares *et al.* (2011) é a acomodação, através de retração em direção à planície costeira, como já detectada em alguns manguezais estudados nessa região (Soares *et al.*, 2005; Soares, 2009). Todavia, a manutenção dessas florestas no novo cenário ainda dependerá da ocupação urbana nas áreas vizinhas. Assim, com base nos cenários de elevação do nível médio do mar, na resposta dos manguezais a essas mudanças e na dinâmica de ocupação da região metropolitana do Rio de Janeiro, os diversos manguezais foram classificados como possuindo baixa, média e alta vulnerabilidade. Foram consideradas com baixa vulnerabilidade as florestas de mangue associadas a uma planície costeira não urbanizada, ou com urbanização muito baixa, caracterizando, portanto, uma possível área para acomodação/retração frente à elevação do nível médio do mar.

As florestas classificadas como de alta vulnerabilidade foram localizadas em regiões sem área disponível para sua acomodação ou retração, tais como aquelas próximas a montanhas ou associadas a planícies altamente urbanizadas ou, ainda, com algum tipo de obstáculo para sua retração em direção ao continente – a exemplo de estradas e vias urbanas.

Por fim, foram consideradas com média vulnerabilidade e as florestas em áreas associadas a planícies costeiras com tendência de ocupação, onde ainda existe área para sua acomodação/retração no limite com a planície, mas na qual já se observa uma urbanização das partes mais internas da planície.

O método de análise utilizado por Soares *et al.* (2011) para a região metropolitana do Rio de Janeiro pode facilmente ser aplicado em outras áreas urbanas do Brasil, nas quais importantes áreas de manguezais são encontradas. Como exemplo o estudo realizado por Costa *et al.* (2010), para a região metropolitana do Recife, que pode ser utilizado para uma análise da vulnerabilidade dos manguezais dessa região frente à elevação do nível médio do mar, tendo em vista que a cidade de Recife é uma das mais vulneráveis ao aumento do nível do mar do litoral brasileiro, devido às suas características físicas e aos diversos problemas referentes a inundações e erosão costeira.

Segundo Muehe (2010), a costa brasileira, de uma maneira geral, está sob um forte processo erosivo, embora distribuído de forma irregular ao longo da costa. Considerando-se a possibilidade de elevação do nível médio do mar, esse processo pode se agravar e o cenário de vulnerabilidade das florestas de mangue anteriormente apresentado pode ser modificado, sobretudo com o aumento da vulnerabilidade de algumas áreas de manguezal. A possibilidade de aumento da vulnerabilidade de algumas áreas de manguezal baseia-se no possível aumento do grau de exposição à energia marinha de áreas atualmente abrigadas e, portanto propícias à ocorrência de manguezais. Esse cenário também é previsto no modelo conceitual de Soares (2009), conforme Figura 4.9 deste capítulo, através do rompimento de cordões arenosos – ilhas barreiras – e alteração da exposição e dinâmica dos sistemas estuarinos/lagunares por eles formados e consequente erosão de áreas anteriormente ocupadas por manguezais.

4.3.2.6 ESTRATÉGIAS DE ADAPTAÇÃO

Como contribuição ao manejo desses ecossistemas, sugere-se:

- a) Medidas efetivas para eliminação de diferentes fontes de estresse incidentes sobre os manguezais e as marismas devem ser adotadas, de forma a reduzir a sua vulnerabilidade e aumentar a resiliência às mudanças climáticas. Nesse processo, é importante distinguir entre as diferentes fontes de estresse e seus potenciais impactos sobre os manguezais e marismas. Atenção especial deve ser dada às atividades potencialmente mais prejudiciais, tais como as que venham a promover a ocupação de áreas adjacentes aos manguezais, impedindo sua migração em direção ao continente, que alterem a circulação de marés e o aporte de água doce, nutrientes e sedimentos, que causem a supressão da vegetação, com consequências como a erosão ou a substituição completa do ecossistema por outro tipo de uso do solo ou que contribuam como fonte de resíduos e poluentes. Nesse contexto deve-se reconhecer a importância da exploração de recursos associados a esses ecossistemas, por parte de populações tradicionais que deles dependem.
- b) A incorporação nos processos de gestão e planejamento urbano e de licenciamento ambiental das variáveis relacionadas às mudanças climáticas, incluindo aspectos associados às adaptações a tais mudanças, de forma a garantir a conservação dos ecossistemas em geral e, especificamente, dos remanescentes de manguezais e de marismas.
- c) A incorporação e implementação de instrumentos que efetivamente garantam a conservação dos remanescentes de manguezais frente às mudanças climáticas, através de sua acomodação ao novo cenário, garantindo a resiliência de tais ecossistemas.
- d) A articulação intersetorial e integrada das diferentes políticas, incorporando a questão de conservação dos ecossistemas costeiros de forma efetiva, considerando-se os cenários de mudanças climáticas.
- e) A incorporação nos planos estaduais e nacional de gerenciamento costeiro das variáveis relacionadas às mudanças climáticas, incluindo ações relacionadas à conservação e adaptação dos sistemas naturais, considerando-se, ainda, as atividades em toda a bacia hidrográfica costeira que possam afetar a vulnerabilidade e a resiliência desses ecossistemas frente às mudanças climáticas.
- f) O cuidado de se evitar que medidas de adaptação às mudanças climáticas, a serem adotadas por outros setores, comprometam a capacidade de resistência e a resiliência das florestas de mangue e das marismas frente a essas mudanças.
- g) A incorporação no planejamento da zona costeira, de medidas para garantir a disponibili-

dade de áreas necessárias à migração de longo prazo de manguezais e marismas, como parte do processo de acomodação frente à elevação do nível médio do mar.

h) A garantia, através de mecanismos legais, incluindo-os na revisão do Código Florestal que tramita no Congresso Nacional, da conservação de planícies hipersalinas, planícies costeiras e brejos costeiras, associados a florestas de mangue, como áreas non aedificandi, para facilitar o processo de acomodação das florestas de mangue em um cenário de elevação do nível médio do mar e, por conseguinte, se obter a perpetuação desse ecossistema.

i) O cuidado de se evitar a ocupação de planícies hipersalinas e campos salgados por empreendimentos de carcinicultura – criação de camarão marinho –, pois essas áreas são fundamentais para a acomodação dos manguezais a um cenário de elevação do nível do mar, garantindo-se, dessa forma, a resiliência do sistema.

j) A adoção de medidas que garantam a capacidade de recuperação de florestas de mangue e marismas, identificadas como de baixa vulnerabilidade e que restituam a resiliência das florestas com média e alta vulnerabilidade.

k) A necessidade de adequação e planejamento de unidades de conservação, considerando-se a ampliação das áreas protegidas em direção ao continente, para que as mesmas garantam a acomodação ou a migração dos manguezais e marismas. Igualmente, a incorporação, de uma visão de gestão integrada, agregando em uma mesma unidade de conservação ou em mosaicos delas, dos sistemas naturais que têm ligação, garantindo-se, assim, sua funcionalidade no contexto da paisagem, considerando os eventuais usos dos recursos de manguezais e marismas por populações humanas como fator importante a ser inserido no processo de gestão de tais UCs;

l) O controle da ocupação das áreas de entorno dos manguezais e marismas, sobretudo aquelas onde a pressão humana ainda é passível de um planejamento adequado.

m) Ao se considerar, ainda, as incertezas de cenários associados às mudanças climáticas, bem como dos efeitos dessas sobre manguezais e marismas, é fundamental o estabelecimento de programas de monitoramento de larga escala e de longo prazo e de estudos sistemáticos das diferentes questões envolvidas com as mudanças climáticas e seus efeitos sobre os sistemas costeiros, para que a sua gestão, incluindo a análise de estratégias de adaptação às mudanças, possa ser constantemente revista, aprimorada e implementada.

n) Manguezais e marismas estão sujeitos basicamente às mesmas forças e coexistem em grande parte do litoral brasileiro. Portanto, a vulnerabilidade e a capacidade de adaptação desses ecossistemas estão intimamente ligadas. Assim, os estudos de monitoramento da resposta desses sistemas à elevação do nível do mar devem incluir também, a avaliação dos processos de interação entre manguezais e marismas – especialmente no sentido de se entender as dinâmicas diferenciadas de acreção de solo e colonização de novas áreas, bem como o processo de competição entre as plantas, que podem resultar em respostas adaptativas diferentes entre os dois ecossistemas, com possibilidade de redução da área de marismas em resposta à elevação do nível do mar nas regiões onde os ecossistemas coexistem.

4.3.3. LAGUNAS, LAGOAS E LAGOS COSTEIROS

4.3.3.1 INTRODUÇÃO

Ao longo da zona costeira do Brasil, mais precisamente entre os estados do Rio Grande do Sul e do Rio Grande do Norte, são encontrados diversos sistemas lacustres que apresentam diferentes características quanto à área, formato, orientação em relação à linha de costa, propriedades hidroquímicas e produtividade biológica. Embora com a predominância de sistemas rasos, com poucos metros de profundidade, as áreas das lagoas variam em diversas ordens de magnitudes, compreendendo desde as de dimensões pequenas, alimentadas pelo lençol freático entre dunas arenosas e com área inferior de um hectare, a outras, com alguns milhares de quilômetros quadrados, com destaque para o complexo lacustre do Rio Grande do Sul – Lagoa dos Patos, Mirim e Mangueira com 9.280, 3.520 e 802 km², respectivamente (Von Sperling, 1999).

Ao longo da costa, com clima úmido, os fluxos hidrológicos aportam consideráveis quantidades de sedimentos como silte e argila que, em suspensão, causam a turbidez da água. Já em climas semiáridos, as águas tendem a apresentar considerável transparência, inclusive alcançando o sedimento. A água também pode ser turva devido à presença de matéria orgânica dissolvida na forma de ácidos orgânicos – húmicos e fúlvicos – (Wetzel, 2001). Em ambos os casos, a produtividade biológica tende a ser elevada, seja por meio de macrófitas aquáticas emergentes em lagos túrbidos ou por microalgas fitoplanctônicas em águas de menor turbidez.

Apesar da grande diversidade fisiográfica, em essência, as lagoas costeiras são bacias lacustres situadas em planícies costeiras do Período Quaternário recente, cujo processo de gênese esteve associado ao isolamento do mar por uma ilha, que faz as vezes de barreira. Os fatores que controlam e mantêm a gênese desses sistemas estão associados à história de elevação e rebaixamento do nível do mar, com a conseqüente inundação e dessecamento das planícies, à deriva litorânea e o respectivo transporte de sedimentos de origem marinha e à variação de maré que regula o transporte de sedimentos em curta escala temporal (Martin e Dominguez, 1994).

As lagoas costeiras associadas às formações deltaicas quaternárias, como no caso do baixo Rio Doce, no Estado do Espírito Santo, tiveram ainda sua gênese complementada pelo aporte e sedimento de origem continental transportado por fluxos fluviais e deposição em um sistema paleolagunar (Martin e Dominguez, 1994; Martin *et al.*, 1996a, 1996b, 1997).

Apesar de constituírem sistemas lacustres geologicamente recentes, aproximadamente 5.000 anos antes do presente (A.P.), as lagoas costeiras são consideravelmente dinâmicas em relação aos fatores geológicos, hidrológicos, climáticos e ecológicos (BIRD, 1994). Algumas lagoas sofreram intenso assoreamento, reduzindo drasticamente sua profundidade, enquanto outras tiveram sua superfície e volume reduzidos devido a alterações nos fluxos hidrológicos. O processo de segmentação lacustre é resultante da segmentação de uma lagoa – de formato alongado e paralelo à linha de costa – por meio de esporões e cúspides internos, formados pela deposição de sedimentos conforme a hidrodinâmica lacustre é controlada por ventos predominantes.

A dinâmica lacustre costeira é mais evidente nos sistemas lagunares. As lagunas têm conexão permanente, ou mesmo intermitente, com o oceano e, conseqüentemente, apresentam gradientes halinos com a mistura de água doce de origem fluvial, ou de lençol freático, com a água do mar. Sob condições climáticas em que a evapotranspiração é superior à precipitação e o aporte de água doce é reduzido, as lagunas podem apresentar salinidades superiores às do mar – salinidade > 35 ‰ – (BIRD, 1994). Na laguna hiperalina de Araruama, no Estado do Rio de Janeiro, por exemplo, a salinidade pode ser de até 56‰ (Souza *et al.*, 2003).

Quanto ao padrão de metabolismo lacustre, Bozelli *et al.* (1992) propuseram os padrões dinâmicos ou intermitentes para as lagoas do baixo Rio Doce, no Espírito Santo. O padrão dinâmico, representativo das lagoas da planície aberta, com reduzida profundidade e com exposição ao vento, apresenta estratificação diurna e circulação noturna – polimixia –, elevada turbidez e ciclagem dinâmica de nutrientes. O padrão intermitente, representativo das lagoas encaixadas nos vales da Formação Barreiras – período Terciário – com profundidades eventualmente superiores a 25 metros, apresenta estratificação sazonal – monomíticos quentes –, reduzida turbidez e ciclagem de nutrientes sujeita a pulsos nos períodos de misturas da coluna d'água. Em termos de vulnerabilidade à eutrofização, os sistemas dinâmicos podem ser considerados mais suscetíveis do que os sistemas intermitentes.

A importância dos ecossistemas lacustres na costa do Brasil remonta a cerca de 5.700 anos A.P., a partir de atividades de coletor, caçador e pescador do homem primitivo no entorno e nas lagoas (Ybert *et al.*, 2003). Atualmente, essa dependência, embora pareça pouco evidente, pode ser considerada como significativa, em se tratando de diversos bens e serviços ambientais que os lagos podem proporcionar à sociedade, tais como benefícios não extrativos ou suprimento de água, e ainda outros, como os peixes (O'Sullivan, 2005). O complexo lagunar Mundaú-Manguaba, no

Estado de Alagoas, por exemplo, contribui significativamente para a dimensão socioeconômica e cultural local, particularmente devido à dependência da comunidade ribeirinha do extrativismo de moluscos e crustáceos (Teixeira e Sá, 1998; ANA, 2006).

A complexidade estrutural e funcional das lagoas costeiras tem sido objeto de estudo de diversos programas e projetos de pesquisa científica. A necessidade de se melhorar a compreensão sobre a dinâmica dos processos geomorfológicos, físicos, químicos, biológicos e ecológicos é essencial para se subsidiar as estratégias de gestão desses ecossistemas aquáticos, principalmente em decorrência de pressões ambientais impostas pelas atividades humanas. O padrão global de intensa ocupação costeira, com densidades até três vezes superiores à média global (Small e Nicholls, 2003), impõe uma série de perturbações, tais como os aportes de esgotos domésticos, a drenagem pluvial, o incremento de fluxos de nutrientes, os sedimentos e os contaminantes, a introdução de espécies exóticas, a sobrepesca e a redução de volume de água lacustre por drenagem. As pressões ambientais não se restringem ao entorno mais próximo das lagoas, mas também de modo indireto por atividades desenvolvidas em áreas mais distantes das bacias hidrográficas lacustres e em suas vizinhas, que compartilham a mesma bacia atmosférica.

Nesse contexto, os sistemas lagunares e lacustres, em geral, são considerados como integradores dos processos geológicos, climáticos e ecológicos que ocorrem em determinado local. A interconexão se dá por meio de fluxos hidrológicos superficiais e subterrâneos (Winter, 2001). A paleolimnologia dedica-se a entender o passado geológico recente – período de alguns poucos milhares de anos A.P. – da trajetória de um lago a partir da investigação da sua estratigrafia, da datação e taxonomia de *microfósseis* do sedimento embasando inferências sobre os processos geológicos, climáticos e ecológicos que influenciaram o sistema lacustre, suas bacia hidrográfica e paisagem (Binford, Deevey e Crisman, 1983). Em face de inexistência de amplas séries de dados históricos que possibilitem se avaliar a dinâmica intra e interanual dos ecossistemas lacustres, a paleolimnologia constitui uma efetiva ferramenta para subsidiar o manejo desses sistemas (Smol, 1992).

Face ao cenário de mudanças climáticas globais (MCG) os lagos constituem excelentes indicadores no âmbito da paisagem. A *Conferência sobre Lagos e Reservatórios como Sentinelas, Integradores e Reguladores da Mudança Climática*, realizada em setembro de 2008 em Nevada, Ohio, nos Estados Unidos, promovida pela *American Geophysical Union (AGU)*, indicou os lagos como ecossistemas sentinelas dos efeitos das mudanças climáticas nas bacias hidrográficas e atmosféricas e na paisagem terrestre como um todo. A característica de funcionar como ecossistema integrador de processos climáticos, geológicos, ecológicos, permitindo inclusive o registro das atividades humanas, faz dos sistemas lacustres efetivos indicadores para monitoramento dos efeitos das MCGs. Os lagos viabilizam, ainda, uma rede de ecossistemas em diferentes regiões geográficas e climáticas, localizados na porção inferior de bacias hidrográficas, o que permite o registro nos sedimentos lacustres de processos relacionados às MCGs e às atividades humanas (Adrian *et al.*, 2009; Schindler, 2009; Williamson *et al.*, 2009).

A condição de sistema sentinela para os efeitos das MCGs é bastante representativa para os sistemas lacustres costeiros, considerando os possíveis efeitos de elevação do nível do mar e intrusão halina. Avaliar alterações na estrutura das comunidades biológicas lacustres nos processos biogeoquímicos com reflexos sobre a produtividade e conectividade com os ecossistemas aquáticos associados – estuários e ambiente marinho –, torna-se imprescindível (Brito *et al.*, 2012). No entanto, programas de pesquisas científicas voltados à avaliação dos efeitos de MCGs são ainda incipientes no âmbito internacional e, principalmente, nacional. Sem uma base de dados, extensiva ao longo dos anos e baseada em indicadores representativos, e modelos ecológicos consistentes, o gerenciamento sustentável fundamentado em estratégias adaptativas a serem efetivamente integradas nos sistemas socioambientais das lagoas costeiras torna-se intangível (Terwilliger e Wolflin, 2005). Nesse contexto, o presente texto baseia-se em revisão da literatura relacionada às lagoas costeiras e aos lagos naturais como um todo, representando estudos de caso desenvolvidos em todo o mundo, com ênfase na vulnerabilidade e nos efeitos das MCGs em sistemas lagunares e lacustres

costeiros tropicais e subtropicais.

4.3.3.2 POTENCIAIS IMPACTOS DE MCGS EM LAGOAS COSTEIRAS

Os efeitos de MCGs vão muito além do aumento médio da temperatura global do ar, dos consequentes aquecimentos de massas d'água, da elevação do nível do mar em decorrência do derretimento de geleiras alpinas e calotas polares e da expansão da água marinha. Alterações na composição de gases na atmosfera e na incidência de radiação ultravioleta, bem como modificações nos regimes de pluviosidade e de tempestades, podem causar efeitos significativos nos ecossistemas lacustres costeiros.

A. Fatores atmosféricos

O aumento da temperatura média da atmosfera, na faixa de 2 a 3 °C (IPCC, 2007b), deve alterar padrões de circulação e, conseqüentemente, os regimes de ventos locais, resultando no aquecimento da água dos sistemas lacustres, o que implica alterações no padrão de estratificação térmica e mistura da coluna d'água. O aquecimento da coluna d'água poderá resultar no incremento da temperatura do hipolímnio e conseqüente redução da concentração de oxigênio dissolvido, inclusive com possibilidade de ocorrências de condições hipóxicas – < 2,0 mg/L – ou anóxicas. Períodos mais prolongados de estabilidade térmica agravam a tendência de eventos de hipóxia ou anoxia. Lagos profundos localizados em regiões temperadas têm apresentado tendências de aquecimento do hipolímnio durante o verão, uma conseqüência associada às MCGs (Ambrosetti e Barbantti, 2003).

Embora as lagoas costeiras brasileiras sejam rasas – de profundidade média < 5,0 metros – e localizadas em clima tropical e subtropical, o aumento da temperatura poderá alterar o regime de ventos quanto à predominância de direção, intensidade, frequência e sazonalidade. Esse fato poderá ter implicações sobre o padrão de estabilidade térmica das lagoas, devido à mudança no aporte de energia para mistura da coluna d'água (Nickus *et al.*, 2010).

Esteves *et al.* (1988) verificaram que, duas lagoas costeiras do litoral norte do Estado do Rio de Janeiro, mesmo que adjacentes, apresentaram padrões térmicos diferenciados – uma com tendência à estratificação e outra, à mistura –, em função da orientação dos respectivos eixos quanto à exposição ao vento predominante.

Na Laguna Thau, com 70 km², profundidade média de quatro metros e importante sítio de produção de ostras na França – 15.000 t/ano –, eventos de anoxia ocorrem durante o verão, quando as temperaturas da coluna d'água são mais elevadas e os ventos são de baixa intensidade. O fenômeno, denominado regionalmente como malaïgues, parece ser comum no Mediterrâneo, sobretudo na Itália e na Tunísia. A depleção do oxigênio na laguna francesa está relacionada à decomposição da matéria orgânica, em particular detrito de macroalgas, nas áreas de ostreicultura. A partir da análise de uma série histórica de 33 anos de dados de ocorrência de eventos de anoxia, foi identificada uma correlação com oscilações climáticas, particularmente com a do Atlântico Norte, no mês de julho, e com a fase quente da *El Niño* – Oscilação Sul (ENOS), no mês de maio (Harzallah e Chapelle, 2002).

Além das variações de temperatura, fatores como umidade relativa, cobertura de nuvens, ventos e radiação também podem afetar os componentes estruturais e processos funcionais lacustres. A qualidade e a intensidade da radiação solar incidente sobre ecossistemas aquáticos são de grande relevância para suas integridade e dinâmica. A radiação ultravioleta – UV 290 a 400 nm – tem efeitos negativos sobre as comunidades biológicas aquáticas como cianobactérias, fitoplâncton, macroalgas e macrófitas aquáticas. Em geral, a radiação UV causa danos às células dos organismos e fotoinibição nas taxas fotossintéticas (Häder *et al.*, 2011). O zooplâncton também tende

a ser afetado negativamente, inclusive com a perda de espécies mais sensíveis e a dominância de poucas espécies mais tolerantes à exposição ao UV. Os efeitos da radiação UV-B – 290 a 320 nm – ocorrem igualmente de modo indireto na biota aquática. Em condições de incidência de radiação UV-B, contaminantes como cádmio (Cd) e cobre (Cu) apresentam efeitos deletérios sinérgicos com microalgas e cianobactérias.

Segundo Häder *et al.* (2011), o incremento da incidência de UV nos ecossistemas aquáticos pode estar relacionado à redução da efetividade da camada de ozônio em reter essa faixa de radiação do espectro eletromagnético, bem como ser devido ao aumento da transparência da água, inclusive em decorrência indireta de MCGs como alteração nos padrões de ventos, chuva e aportes de matéria orgânica dissolvida (MOD). A MOD é bastante eficaz em atenuar a radiação UV, por causa do processo de fotodegradação do carbono orgânico dissolvido, ao produzir moléculas menores que favorecem o desenvolvimento do bacterioplâncton. Conforme a MOD vai sendo degradada, aumenta a penetração da radiação UV.

As lagoas costeiras distróficas – ou seja, os ecossistemas lacustres ricos em MOD na forma de ácidos orgânicos que conferem cor de chá à água, – parecem contar com maior proteção contra a radiação UV devido a sua atenuação na coluna d'água. Por outro lado, a intrusão de água do mar em lagoas costeiras tende a aumentar a transparência e, portanto, indiretamente favorecer a penetração da radiação UV, podendo reduzir a produção primária em até 25% devido ao efeito de fotoinibição (Conde *et al.*, 2002).

B. Fatores hidrológicos

Além do aumento do nível do mar, as projeções das MCGs para os próximos 30 anos mostram anomalias na distribuição de precipitação na zona costeira brasileira, indicando que pode haver tanto variações, desde níveis muito baixos, para um aumento expressivo na precipitação, quanto até mesmo um déficit dos níveis de precipitação (Nobre *et al.*, 2007). O cenário de intensificação de precipitações incrementa os aportes superficiais e subterrâneos de nutrientes para os sistemas lacustres, influenciando, assim, a produtividade desses ecossistemas (Paerl e Huisman, 2008; Schindler, 2009).

Moreira-Turq (2000) avaliou o efeito da redução da salinidade da Lagoa de Araruama, no Estado do Rio de Janeiro, uma laguna com 210 km² e profundidade média de três metros, devido à variação na pluviosidade. No ano hidrológico de 1989 a 1990, a salinidade média da lagoa diminuiu de 52 para 41‰, promovendo uma mudança do metabolismo trófico, oligotrófico e bentônico para eutrófico e pelágico. Com a redução da salinidade, a comunidade fitoplanctônica foi favorecida em função do incremento da concentração de nutrientes oriundos da remineralização de material orgânico do sedimento. As MCGs também afetam as taxas de evaporação, porém, de modo diferenciado. Lagos são duas a quatro vezes mais sensíveis às mudanças em precipitação do que a alterações em evaporação (Bruce, 1997). Esses efeitos têm implicações no volume de água na bacia lacustre, restringindo assim, a capacidade de captação para usos humanos. Em regiões de clima úmido, a redução de 25% na precipitação demanda um incremento de 400% no armazenamento de água para uma captação sustentável (Bruce, 1997).

Embora, de modo geral, as variações na precipitação não sejam significativas, se ocorrerem, elas afetarão negativamente as regiões que já experimentam *deficit* hídrico, como o Nordeste semiárido no Brasil (Muehe, 2010).

Os impactos que essas mudanças podem causar nos ecossistemas costeiros brasileiros já são observados. Recentemente, eventos climáticos extremos têm afetado os ecossistemas e cidades costeiras do Brasil, expressando-se através do avanço acelerado do mar para o continente (Muehe, 2006) e por inundações de grandes proporções. Em junho de 2010, chuvas intensas e o rompimento

de barragens fluviais na bacia da Lagoa Mundaú, em Alagoas, causaram perdas de vidas humanas, milhares de desabrigados, destruição de propriedades particulares e infraestrutura pública.

Os efeitos das MCGs nos ecossistemas lacustres constituem apenas um dos fatores que atuam sobre a dinâmica desses ecossistemas. É necessário ressaltar, que esses efeitos têm sinergia com efeitos das mudanças impostas por atividades humanas. Desmatamento, represamento de rios, obras hidráulicas, construção de estradas, pavimentação da superfície, mineração, agricultura e pecuária são atividades que influenciam os fluxos hidrológicos de água, sedimentos, nutrientes e contaminantes rumo aos lagos. Em um cenário de redução da frequência e intensificação de eventos de pluviosidade, é previsível o incremento das cargas de sedimentos para os sistemas lacustres. Cabe ressaltar, porém, que os fatores controladores da erosão e assoreamento dos ecossistemas aquáticos são a vegetação e as boas práticas agrícolas no uso de solo na bacia de drenagem, construção civil e infraestrutura. Assim, é imperativo que os potenciais efeitos das MCGs sejam levados em consideração no contexto de outras mudanças impostas por atividades humanas nas bacias hidrográficas e em paisagens nas quais as lagoas costeiras estão inseridas (Bruce, 1997).

C. Componentes estruturais e processos funcionais de lagoas costeiras

Sem considerarem os efeitos da elevação do nível do mar, os resultados do aumento global da temperatura do ar e das alterações no ciclo hidrológico local já se refletem em impactos que afetam negativamente as lagoas costeiras quanto à perda da biodiversidade – dominância de espécies tolerantes às condições presentes –, prejudicando toda a rede trófica. Isso se reflete:

- na qualidade da água – em uso para abastecimento;
- na qualidade e quantidade do pescado, como fonte de alimento;
- na perda das qualidades cênicas e,
- em suas funções ecológicas. Numa perspectiva da ecologia de sistemas, os efeitos das MCGs nas lagoas costeiras podem ser avaliados nos componentes estruturais e nos processos funcionais. Componentes estruturais são aqueles relacionados aos aspectos físicos – a exemplo de hidrosfera, temperatura e luz –, químicos – tais como matéria orgânica e nutrientes inorgânicos dissolvidos e biológicos – caso da comunidade biótica –, enquanto que os aspectos funcionais se referem aos processos ecológicos – produtividade primária e secundária, decomposição da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes, relações tróficas e sucessão ecológica.

O efeito do aquecimento da água sobre o ecossistema da Lagoa da Mangueira, no Estado do Rio Grande do Sul, sistema lacustre subtropical costeiro e raso – área de 820 km² e profundidade média de 2,6 m, com estado trófico entre oligotrófico e mesotrófico considerado a partir da modelagem integrada de fatores hidrodinâmicos, qualidade da água e processos biológicos –, resulta no aumento da transparência da água. Esse incremento se dá pelo controle dos nutrientes devido à extensão do período de crescimento de macrófitas aquáticas submersas (Fragoso Jr. *et al.*, 2011). A recomendação desses autores é pela manutenção do nível da lagoa durante o período de estiagem e restrições à captação de água para irrigação.

Variações hidrológicas, como vazão dos córregos tributários e nível lacustre, em função de alterações no regime de pluviosidade, também têm reflexos sobre a concentração de nutrientes e sais dissolvidos, transparência da coluna d'água e comunidade biótica.

Variações no nível d'água dos lagos estão relacionadas aos controles hidrológicos, condições do substrato, topografia das margens e estabelecimento da vegetação. O desenvolvimento da vegetação litorânea lacustre é de grande importância para esses sistemas, sobretudo para os de baixa profundidade média, devido às interações das regiões litorâneas e pelágicas. Redução da riqueza de espécies, incremento e dominância de espécies invasoras, substituição de comunidades de macrófitas por fitoplâncton e perda geral da biodiversidade são alguns dos efeitos biológicos associados (Abrahams, 2008). Os efeitos ecológicos biológicos se referem ao potencial perda das regiões litorâneas, geralmente associadas a áreas alagáveis ou inundáveis, que funcionam como retentores

de nutrientes e sedimentos e, conseqüentemente, de elevada produtividade biológica (Jørgensen e Löffler, 1995).

Geralmente, lagos com altas concentrações de fósforo (P) e baixas concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD), tendem a ser autotróficos, ou seja, a absorver CO_2 da atmosfera, enquanto que lagos com baixas concentrações de fósforo (P) e altas concentrações de COD tendem a ser heterotróficos – ou seja, a emitirem o gás para a atmosfera (Cole e Pace, 2000).

Um dos efeitos do aumento da salinidade em ecossistemas aquáticos está relacionado à troca gasosa com a atmosfera (Hoover e Berkshire 1969; Wanninkhof e Knox 1996), uma vez que nos lagos salinos, os valores de pH são mais altos e, portanto, a maior parte do carbono inorgânico dissolvido (CID) está na forma de bicarbonato (HCO_3^-) e carbonato (CO_3^{2-}), reduzindo, assim, a emissão de CO_2 .

Na Lagoa Carapebus, no Estado do Rio de Janeiro, nas áreas influenciadas por efluentes domésticos e, portanto, com altas concentrações de fósforo (PT) e de nitrogênio total (NT), as emissões de CO_2 são menores do que na área com menor influência dos efluentes. O enriquecimento com nutrientes, em geral, estimula a produtividade primária no lago como incremento de biomassa do fitoplâncton, sobretudo de cianobactérias, favorecendo um estado menos heterotrófico, seguido de menor emissão de CO_2 . Em contrapartida, foi constatado que a pressão parcial e a emissão de CO_2 aumentam consideravelmente em função da intensidade da precipitação pluvial (Marotta *et al.*, 2010).

Por outro lado, em condições hipereutróficas pode ocorrer anoxia no fundo da coluna d'água ou mesmo em todo volume d'água, causando extensas mortandades de peixes devido ao predomínio de condições heterotróficas. A lagoa Rodrigo de Freitas (que a rigor é uma Laguna), no Rio de Janeiro, apresenta alternância de metabolismo, de autotrófico a heterotrófico com condições de supersaturação de oxigênio dissolvido – > 100% de saturação – na superfície e hipóxia ou anoxia no fundo (Souza *et al.*, 2011). Eventualmente, em função da incidência de fortes ventos e do restrito aporte de água do mar pelo assoreamento do canal de conexão com o oceano, há forte depleção de oxigênio, causando extensiva mortandade de peixes estuarinos.

A ocorrência de condições heterotróficas pode ser constatada pelas elevadas concentrações de bactérias com tal característica associadas ao alto conteúdo de matéria orgânica na água e a sedimentos resultantes de aportes de esgotos domésticos (Gonzales, Paranhos e Lutterbach, 2006). O metabolismo anóxico promove fluxos de carbono reduzido como o metano (CH_4), importante gás relacionado ao processo de aquecimento global, a partir da decomposição anaeróbia por bactérias heterotróficas (Conrad *et al.*, 2011).

A importância dos ecossistemas aquáticos continentais no ciclo do carbono e a relação com o clima têm sido reconhecidas recentemente, inclusive por conta de a emissão de CH_4 lacustre ser superior à oceânica (Tranvik *et al.*, 2009).

Jeppesen *et al.* (2010b) ressaltaram que o incremento do processo de respiração da matéria orgânica e os conseqüentes fluxos de CO_2 , óxido nítrico (NO_2) e CH_4 estão associados ao processo de eutrofização dos ecossistemas aquáticos continentais. Considerando o cenário de necessidade de incrementar a produção de alimentos e biocombustíveis, com conseqüente incremento de fluxos de nutrientes para os ecossistemas aquáticos receptores, o efeito é o agravamento dos seus processos de eutrofização.

Os efeitos das MCGs não se restringem aos aspectos estruturais geoquímicos dos lagos, mas também às alterações na estrutura das comunidades aquáticas, em particular do fitoplâncton. O aquecimento da água, o incremento dos períodos de estratificação e de estabilidade térmica e o aumento da carga interna de nutrientes podem facilitar as florações de cianobactérias (Paerl, 2008;

Paerl e Huisman, 2008; Wagner e Adrian, 2008). Esses fatores favorecem as taxas de crescimento, dominância, persistência e distribuição geográfica das cianobactérias, consideradas nocivas pelos efeitos negativos das florações – depleção de oxigênio com o decaimento da floração – e a produção de cianotoxinas com potenciais efeitos hepáticos e neurotóxicos (CODD, 2000).

As florações de cianobactérias nocivas (CyanoHABs) se desenvolvem com a estabilidade térmica da coluna d'água, que facilita a flutuabilidade de florações de superfície, formando *natas* ou espumas, sombreando a coluna d'água. O aumento da temperatura reduz a viscosidade da água, propiciando a migração vertical de espécies de cianobactérias. Segundo Paerl (2008), a migração em direção à superfície otimiza a produção fotossintética, enquanto que a migração para o fundo faz o mesmo quanto à absorção de nutrientes.

Kosten *et al.* (2011), em um estudo comparando 147 lagos da Europa e América do Sul, incluindo lagoas costeiras, demonstraram que o aquecimento dos lagos induz indiretamente o efeito de sombreamento, em função do elevado *biovolume* nas florações de cianobactérias.

No Brasil, extensivas florações crônicas de cianobactérias têm sido registradas em lagoas costeiras, principalmente durante o verão. Na Lagoa de Jacarepaguá, no Rio de Janeiro, uma laguna hipereutrófica com 3,7 km² e 3,3 m de profundidade média, as florações apresentam concentrações extremamente elevadas de clorofila *a* – máximo de 9.770 µg/L –, tendo como consequência reduzida transparência da água – entre dez e 50 centímetros. Gomes *et al.* (2009) também constataram níveis elevados de microcistina, uma *cianotoxina*, de forte efeito hepático nos tecidos dos peixes da lagoa, o que resultou na restrição de pesca e comercialização de pescado do complexo lagunar de Jacarepaguá pela Secretaria Estadual de Meio Ambiente no ano de 2007.

A Lagoa dos Patos, um sistema lagunar com 10.227 km² e profundidade média de cinco metros (Zanotta, Gonçalves e Ducati, 2009), tem um histórico de florações de cianobactérias, principalmente *Microcystis*, de células cocoides e formadoras de colônias com grande capacidade de flutuabilidade, produtoras de microcistinas e associadas às temperaturas acima de 20 °C, de baixas relações entre nitrogênio e fósforo – TN:TP < 16:1 – e de períodos de cheia na lagoa. As florações sofrem estresse halino em águas salobras na porção estuarina da laguna, liberando toxinas para o meio extracelular e, gerando, assim, potenciais riscos relacionados ao consumo de pescado e balneabilidade na Praia do Cassino, no Rio Grande do Sul (Yunes, 2000 e 2009).

O problema da tolerância da *Microcystis* a flutuações temporais de salinidade – 15 a 20‰ –, ao viabilizar a sobrevivência da cianobactéria em águas salobras, pode expandir as florações em ambientes estuarinos. Paerl (2009) ressaltou que essa classe de bactérias, tolerante à salinidade, tem sido responsável por florações em águas salobras em diversas regiões do mundo, como é o caso no Mar Báltico – na Europa –, no Mar Cáspio – na Ásia –, no estuário do Rio Swan – na Austrália –, na californiana Baía de San Francisco – nos Estados Unidos – e no norte-americano Lago Ponchartrain – localizado na Louisiana. Em face do potencial de intrusão halina pela elevação do nível do mar, o problema das cianobactérias constitui risco significativo para se estruturar o funcionamento e os usos dos ecossistemas lacustres costeiros.

O aumento da quantidade de microalgas, incluindo as florações de cianobactérias, aumenta a turbidez na coluna d'água de lagoas costeiras rasas e suprime o crescimento de macrófitas aquáticas, afetando negativamente o *habitat* subaquático de muitos invertebrados e peixes planctívoros (Kosten *et al.*, 2009; 2010). Além disso, densas florações de cianobactérias provocam a depleção noturna de oxigênio, o que pode resultar em mortandade de peixes e aumentar a concentração de nutrientes oriundos do sedimento. Também podem causar distintos problemas de odor, pela produção de geosmina e outros produtos químicos (Izaguirre e Taylor, 2004; Uwins *et al.*, 2007).

O controle das florações tem sido associado à redução das cargas de nutrientes, principalmente de fósforo, para os ecossistemas lacustres. A partir da análise de modelagens, séries históricas e estudos

experimentais, conclui-se que os fluxos de nutrientes constituem indutores primários no desenvolvimento das florações de cianobactérias, enquanto o incremento da temperatura e a estabilidade térmica parecem ser fatores secundários (Brookes e Carey, 2011; Kosten *et al.*, 2011). A redução de fluxos de nutrientes, inclusive de nitrogênio, a partir do controle do uso do solo nas bacias hidrográficas é, não somente imprescindível (Paerls, 2004, 2008 e 2009; Kosten *et al.*, 2009, 2011; Brookes e Carey, 2011), mas também muito mais exequível na escala regional e ao longo das décadas do que o aquecimento global, que irá se estender até o ano 2100, mesmo que mantidos os níveis de gases do efeito estufa do ano 2000 (Brookes e Carey, 2011).

O potencial invasivo das cianobactérias é outra dimensão do problema. É o caso, por exemplo, da *Cylindrospermopsis raciborskii*, espécie com possibilidade de fixação de nitrogênio molecular (N_2) e produção de cianotoxina (Paerl, 2009), cilindrospermopsina, anatoxina-a e saxitoxina. É considerada uma cianobactéria com alto poder invasivo e formador de florações em condições eutróficas de grande capacidade dispersiva em amplas regiões geográficas e sob distintas condições climáticas e físico-químicas (Amand, 2002).

De acordo com Bierwagen, Tgomas e Kane (2008) a proliferação de espécies invasoras, ou espécies não nativas, pode ser favorecida pelas MCGs, seja pela mudança nos padrões de introdução ou a influência nos mecanismos de colonização e dispersão e redistribuição, seja pela alteração na resiliência dos habitat para as espécies invasoras. Segundo esses autores, o controle e a prevenção de espécies invasoras requerem o planejamento adaptativo envolvendo programas de monitoramento, regulamentação de uso de ecossistemas aquáticos e abordagens multidisciplinares.

Alterações significativas na estrutura e no funcionamento das lagoas costeiras impõem limitações na capacidade de resiliência desses ecossistemas. A resiliência é a aptidão de retorno à dinâmica ecológica anterior à perturbação de origem natural ou antrópica e considera as características desta quanto a frequência, temporalidade, duração, intensidade e reversibilidade (Leslie e Kinzing, 2009).

Perturbações estocásticas ou mesmo, crônicas, podem levar a uma mudança de fase no ecossistema, geralmente associada à menor biodiversidade, estabilidade e perdas de bens e serviços ambientais. Os efeitos das MCGs através do aquecimento da água, incidência de radiação ultravioleta, mudanças nos fluxos hidrológicos de água, sedimentos, matéria orgânica e nutrientes, nível e volume lacustres e, ainda, conectividade com o ambiente marinho podem causar significativas mudanças de fase nos sistemas lacustres costeiros. O problema da abertura artificial de barras de lagoas costeiras serve para ilustrar essas alterações, bem como a limitação para resiliência associada ao incremento de salinidade por intrusão de água do mar.

A comunidade zooplancônica na Lagoa Imboacica, no Estado do Rio de Janeiro, cuja área soma 3,26 km² e a profundidade máxima atinge dois metros, apresenta resiliência diferenciada, dependendo das condições prévias da abertura artificial de sua barra. A abertura das barras lacustres – cordão arenoso – implica aumento de salinidade, mudanças na comunidade biótica aquática, redução do estado trófico lacustre e exportação de matéria orgânica e de nutrientes para o oceano. Kozłowsky-Suzuk e Bozelli (2004) verificaram que a comunidade zooplancônica lacustre da fase salobra ou salina, com baixa biodiversidade e biomassa dominada por copépodes e larvas meroplancônicas, pode apresentar alta resiliência e demorar dois meses para ser recomposta. Em comparação, a comunidade com mais biodiversidade e maior biomassa, dominada por copépodes em águas oligohalinas – < 2,0 ‰ – e eutróficas, apresenta baixa resiliência, podendo levar até dois anos para se recuperar após um evento de abertura artificial (Santangelo *et al.*, 2007).

Santos e Esteves (2004) constataram o decaimento de bancos da macrófita aquática *Eleocharis interstincta* em função da redução do nível da Lagoa Cabiúnas, no Rio de Janeiro, cuja área ocupa 0,35 km² e a profundidade máxima alcança 3,5 metros durante o período de estiagem ao final do inverno. O decaimento dos bancos também é associado à abertura artificial da barra dessa lagoa

após período de chuvas intensas. Nessas ocasiões, um intenso fluxo de fitodetritos das macrófitas é exportado para o ambiente marinho adjacente, implicando exportação de nutrientes. Em ambos os casos, as populações de *E. interstincta* parecem ser bastante resilientes à abertura da barra lacustre, com recuperação da biomassa em curto prazo – cerca de 30 dias.

A resiliência para controle das florações de cianobactérias está relacionada ao controle dos aportes de nutrientes para os sistemas lacustres (Brookes e Carey, 2011), porém os efeitos parecem se manifestar em médio prazo, decorrentes da carga interna aportada.

4.3.3.3 AÇÕES ESTRATÉGICAS DE ADAPTAÇÃO A MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Nas agendas internacional e nacional, relacionadas à sustentabilidade dos recursos hídricos, podem ser destacados os seguintes aspectos: melhoria do entendimento científico sobre ecossistemas aquáticos; desenvolvimento de estratégias para a proteção dos ecossistemas; aprimoramento dos sistemas de gerenciamento de recursos hídricos e, por fim, a promoção do desenvolvimento integrado dos recursos hídricos.

O foco nos ecossistemas aquáticos recai sobre os rios, lagos, represas e lagoas de água doce. As lagoas com águas salobras, assim como os estuários, têm sido consideradas em segundo plano devido ao não reconhecimento das águas salobras como recursos hídricos. Apesar disso, as lagoas costeiras funcionam como ecossistemas-chave na paisagem costeira, devido às importantes funções ecológicas no gradiente entre terra, rio, planície costeira e plataforma continental. Além dos aspectos relacionados à biogeoquímica e à biodiversidade, as lagoas costeiras contribuem efetivamente com uma série de bens e serviços ambientais de modo direto e indireto para a economia local e regional e o bem estar das populações do entorno (Kenissh e Parel, 2010). Assim, mesmo não sendo objeto de gestão de recursos hídricos pela eventual salinidade da água, os sistemas lacustres costeiros precisam ser conservados, sendo que, para isso os efeitos socioambientais negativos advindos das atividades humanas e naturais, como é o caso das MCGs, precisam ser avaliados.

A necessidade de se levar em consideração os serviços dos ecossistemas lacustres costeiros e de se implementar a abordagem ecossistêmica pode implicar considerável complexidade e incertezas no processo de planejamento e tomada de decisão. As incertezas são inerentes ao desenvolvimento do conhecimento e, por consequência, o resultado de uma dada política ou ação de gestão – gerenciamento de recursos hídricos na zona costeira em face às MCGs – não pode ser previsto com confiança (Linstead *et al.*, 2010).

Em geral, quanto mais pobre for o conhecimento, maior será a incerteza nas predições. A incerteza está relacionada ao conhecimento inadequado ou como reflexo da inerente variabilidade dos sistemas socioambientais. Tendo em vista que a compreensão científica sobre a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos, sob as atuais condições climáticas, é bastante avançada, o entendimento sobre os principais indutores de efeitos diretos das MCGs nos ecossistemas, como são os casos de temperatura do ar, hidrologia, nutrientes e substâncias tóxicas, é relativamente incerto. Já os efeitos de indutores indiretos, tais como as práticas agrícolas, o uso de solo, as águas subterrâneas e outras dimensões socioeconômicas – são bem menos compreendidos (Linstead *et al.*, 2010).

Nesse contexto, é importante o desenvolvimento de programas de monitoramento concisos e integrados de bacias hidrográficas e lagos que proporcionem sinais prévios de importantes efeitos de MCGs aos mesmos (Schindler, 2009). Essa proposta se justifica devido à capacidade dos sistemas lacustres em refletir de modo integrador os processos climáticos, hidrológicos e antrópicos que os afetam e, também, às suas bacias hidrográficas ao longo de diversas configurações climáticas e geográficas, podendo ser considerados como potenciais indicadores ou sentinelas das MCGs (Adrian *et al.*, 2009; Schindler, 2009; Tranvik *et al.*, 2009; Williamson, 2009).

Um exemplo disso é o Programa de Rede Global de Observatório Ecológico de Lagos – *Global Lake Ecological Observatory Network – GLEON*, www.gleon.org – que visa avaliar os efeitos das MCGs a partir de indicadores relacionados ao metabolismo lacustre, sendo essa a principal variável de estado alterada como resposta às MCGs. O programa *GLEON* tem como ênfase os lagos temperados, com capacidade restrita de avaliação dos efeitos das MCGs sobre os sistemas tropicais, sobretudo na zona costeira.

Conforme ressaltado à introdução deste capítulo do RAN1, programas de pesquisa científica, voltados para a avaliação dos efeitos de MCG, são ainda incipientes no âmbito internacional e, principalmente, nacional. Sem uma base de dados extensiva ao longo de anos elaborada a partir de indicadores representativos e modelos ecológicos consistentes, torna-se intangível o gerenciamento sustentável feito a partir de estratégias adaptativas a serem efetivamente integradas aos sistemas socioambientais das lagoas costeiras (Terwilliger e Wolflin, 2005).

Entretanto, Williamson *et al.* (2009) ressaltaram que não é imprescindível desenvolver uma série histórica consistente para, então, tornar-se possível avaliar os sinais das MCGs. Eventos climáticos extremos e episódicos como *El Niño* e *La Niña* – Oscilações Sul (ENOS) poderiam ser usados como estratégia, para se avaliar mudanças acentuadas sobre a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos e, igualmente, se realizar inferências a respeito de sua capacidade de resiliência. Williamson *et al.* (2009) destacaram ainda a dificuldade em distinguir os efeitos de mudanças impostas por atividades humanas como eutrofização e acidificação e que podem superestimar os efeitos das MCGs.

No Brasil, o Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD) do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), que conta com uma rede de onze ecossistemas, sendo três lacustres costeiros – os das lagoas da costa Norte do Estado do Rio de Janeiro, e o da Lagoa dos Patos e o do Banhado do Taim, ambos no Estado do Rio Grande do Sul –, poderia dar ênfase à linha de pesquisa *padrões de frequência de perturbações naturais e impactos antrópicos*, com destaque para os efeitos das MCGs.

Os sítios costeiros do PELD poderiam formar a base de uma rede de avaliação de lagos costeiros brasileiros quanto aos efeitos das MCGs. Essa rede seria complementada, ainda, pela inclusão de lagoas dos estados de Santa Catarina, Espírito Santo, Bahia, Alagoas, Rio Grande do Norte e Ceará, abrangendo assim, diferentes latitudes e diversas condições fisiográficas e climáticas.

4.3.4. PLATAFORMA CONTINENTAL E PRAIAS

4.3.4.1 INTRODUÇÃO

Consideradas como um dos principais atrativos turísticos no Brasil, as praias correspondem a uma área de aproximadamente 82.800 hectares, sendo que apenas 2,7% dessa extensão estão inseridos em territórios protegidos por unidades de conservação de proteção integral. No caso de unidades de conservação de uso sustentável, esse percentual sobe para 21,5%. Em conjunto, a participação, total é de algo em torno de 24% (MMA, 2010).

Segundo a Lei n.º 7.661/88, entende-se por praia a área coberta e descoberta periodicamente pelas águas, acrescida da faixa subsequente de material detrítico, tal como areias, cascalhos, seixos e pedregulhos, até onde se inicie a vegetação natural ou, na ausência de tal limite, onde comece outro ecossistema.

Por comporem a unidade fisiográfica limite entre o continente e o oceano, as praias se constituem em porções de território com grande propensão para a sentir os efeitos de mudanças climáticas.

Agrega-se a isto, o fato de que a faixa litorânea, quando não rochosa, é sujeita a variações espaciais em curto espaço de tempo, pois são ambientes dinâmicos influenciados diretamente por ondas e correntes marinhas. Essa dinâmica está associada, também, a processos antrópicos que potencializam os efeitos da erosão, conferindo à orla, peculiaridades que requerem esforços permanentes para manutenção de seu equilíbrio dinâmico.

Nessa ótica, torna-se fundamental dimensionar o que representam as variações espaciais no âmbito dos planejamentos ambiental e territorial, bem como, determinar os efeitos das alterações climáticas globais na orla. Muitos países têm adotado faixas de proteção ou de restrição de usos para esses ambientes, visando a manutenção das características paisagísticas e a redução de perdas materiais em decorrência da erosão costeira.

Somam-se a isso, as questões referentes a segurança para moradia e demais estruturas existentes na orla, com graves consequências para os setores imobiliário, de turismo e de infraestrutura, além da perda de biodiversidade ligada à alteração de ecossistemas costeiros.

4.3.4.2 A ORLA MARÍTIMA

A delimitação da zona costeira no Brasil se baseia em critérios políticos e administrativos. A porção terrestre é delimitada pelos limites políticos dos municípios litorâneos e contíguos, conforme os planos estaduais de gerenciamento costeiro, enquanto que a porção marinha é delimitada pela extensão do mar territorial – 12 nm ou 22,2 km da linha de base.

Em termos legais, a partir de 2004, um novo espaço de gestão territorial foi instituído: a orla marítima, definida no artigo 22 do Decreto nº. 5.300 como a faixa contida na zona costeira, de largura variável, compreendendo uma porção marítima e outra terrestre e caracterizada pela interface entre a terra e o mar.

Já o artigo nº. 23 do mesmo decreto definiu os critérios para delimitação da orla marítima, a saber:

- I – limite marítimo: isóbata de dez metros, profundidade na qual a ação das ondas passa a sofrer influência da variabilidade topográfica do fundo marinho, promovendo o transporte de sedimentos;
- II – limite terrestre: cinquenta metros em áreas urbanizadas ou duzentos metros em áreas não urbanizadas, demarcados na direção do continente a partir da linha de preamar ou do limite final de ecossistemas, tais como as caracterizadas por feições de praias, dunas, áreas de escarpas, falésias, costões rochosos, restingas, manguezais, marismas, lagunas, estuários, canais ou braços de mar, quando existentes, onde estão situados os terrenos de marinha e seus acrescidos.

Tal definição cria um espaço de gestão territorial dotado de especificidades e características que lhe conferem especial relação com os efeitos das mudanças climáticas, uma vez que agrega três fatores determinantes: zona de contato entre os oceanos e os continentes, alta mobilidade geomorfológica e suscetibilidade ambiental e grande pressão antrópica, pois se trata de região muito valorizada.

Dentre as ações governamentais incidentes nesse espaço do território nacional, destaca-se o Projeto ORLA: uma ação sistemática de planejamento local coordenada pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) e pela Secretaria de Patrimônio da União (SPU), com vistas à gestão compartilhada e incorporando normas ambientais e urbanas na política de regulamentação dos usos dos terrenos e acrescidos de marinha como um processo mais inclusivo de alocação de recursos e tomada de decisões. Suas linhas de execução estão embasadas em métodos que exploram fundamentos de avaliação paisagística e a dinâmica geomorfológica e de uso e ocupação do litoral, para se pensar cenários com rebatimentos na aplicação dos instrumentos de ordenamento do uso do solo para a gestão de orla.

Tais características conferem ao projeto ORLA o espaço político e institucional para o trato das questões envolvendo uma das principais linhas de ação em mudanças climáticas: a da adaptação. Dentre as ações mais importantes para adaptação, destacam-se aquelas relacionadas com elevação do nível do mar e, principalmente, com erosão costeira – fenômeno esse, que tem obrigado governos a tomarem medidas como a remoção de comunidades inteiras. Um exemplo disso foi o caso da Vila do Cabeço, no Estado de Sergipe que, em função de altas taxas de retração da linha de costa junto à desembocadura do Rio São Francisco, foi realocada para alguns quilômetros continente adentro.

O fenômeno da erosão costeira é assunto do próximo tópico deste capítulo do volume 2 do RAN1, onde serão abordadas suas evidências, causas e relações com as mudanças climáticas ao longo da orla brasileira.

4.3.4.3. EROSÃO COSTEIRA

4.3.4.3.1 EVIDÊNCIAS, CAUSAS E MONITORAMENTO

O litoral brasileiro possui grande diversidade de ambientes costeiros, que se desenvolveram ao longo do Quaternário e são caracterizados por depósitos de areias marinhas, na forma de cordões litorâneos, pontais e planícies de cristas de praia. Também, há segmentos representados por terraços lamosos ocupados por manguezais e falésias em sedimentos consolidados, precedidas por praias muito estreitas ou, muitas vezes, ausentes (Muehe, 2006). As principais forçantes que condicionam a zona costeira são as interações entre ondas e marés e o aporte sedimentar.

As modificações na posição da linha de costa decorrem, em grande parte, da falta de sedimentos, provocada pelo esgotamento da fonte, principalmente a plataforma continental. O processo se dá pela transferência de sedimentos para campos de dunas ou por efeitos decorrentes de intervenção do Homem, principalmente através da construção de barragens ou obras que provocam a retenção do fluxo de sedimentos ao longo da costa.

A estabilidade da linha de costa também é influenciada diretamente por alterações nos padrões do clima de ondas ou da altura do nível relativo do mar. Nos últimos 11.000 anos, a variação do nível do mar foi de aproximadamente 100 metros, resultando em uma migração da linha de costa, a uma taxa de sete a 14 m/ano, correspondente à largura da atual plataforma continental (Muehe, 2006).

Pode-se afirmar que, de uma forma geral, trechos do litoral em erosão predominam em relação àqueles em processo de progradação, sendo mais intensa as nas praias, seguidas pelas falésias e pelos estuários (El Robrini *et al.*, 2006; Souza-Filho e Paradella, 2003; Krause e Soares, 2004; Vital *et al.*, 2006; Bittencourt *et al.*, 2006; Neves *et al.*, 2006; Neves e Muehe, 1995; Manso *et al.*, 2006; Dominguez *et al.*, 2006; Muehe e Neves, 2008; Klein *et al.*, 2006; Horn, 2006; Angulo *et al.*, 2006; Toldo *et al.*, 2006; Calliari *et al.*, 1998; Speranski e Calliari, 2006).

Dentre as causas da erosão, aponta-se o fator antrópico como variável relevante, principalmente no que diz respeito à intervenção do homem nos processos costeiros e na urbanização dos espaços litorâneos. O balanço sedimentar negativo, seja por esgotamento da fonte natural – plataforma continental interna –, seja por retenção de sedimentos nos rios e dunas, também se constituem em causas do fenômeno.

Variações climáticas podem modificar a intensidade e frequência de tempestades que atingem a costa, alterando as características das ondas incidentes, principalmente quanto a altura, período e direção. Tais variações podem provocar mudanças na concentração da energia das ondas por efeito da refração controlada pela topografia do fundo marinho, acelerando o processo erosivo em alguns setores do litoral e, até mesmo, criando novas áreas de erosão.

Cabe ressaltar que, estudos preliminares, realizados por Machado *et al.* (2010), investigaram os padrões de ciclones que atingiram a costa sul do Brasil durante os últimos 30 anos, sem identificarem diferenças significativas entre a quantidade e as características dos eventos extremos sobre essa região.

A costa brasileira e a plataforma continental adjacente já foram classificadas e subdivididas por diversos autores. A Tabela 4.6 deste capítulo sistematiza as subdivisões desses compartimentos, destacando as principais características em termos de clima, marés, ondas e geologia. A última coluna descreve as principais modificações na linha de costa dessas regiões.

Informações sobre modificações na linha de costa em curto prazo são cruciais no trato com mudanças do clima, uma vez que as mesmas são altamente impactadas por variações no nível do mar, alterações nos padrões de tempestades – os de frequência e intensidade –, bem como, por alterações nos fluxos fluviais que desaguem no mar.

4.3.4.3.2 PLATAFORMA CONTINENTAL

Inserida em uma margem passiva, ou do tipo Atlântico, a margem continental brasileira envolve em sua maior parte uma região tropical – até $\sim 22-25^\circ$ S –, e subordinadamente subtropical, na porção mais ao sul. Tem as características de margem passiva clássica, com os elementos fisiográficos, tectono-magmáticos e sedimentares bem definidos em toda a sua extensão. Poucas margens continentais apresentam maior diversidade de morfologia, ambiente e tipos de sedimentos que a brasileira, tornando-a extremamente atrativa, tanto do ponto de vista científico, quanto econômico.

A plataforma brasileira varia consideravelmente em forma e largura. Apresenta-se mais larga na foz do Rio Amazonas – cerca de 300 km – e mais estreita ao largo de Salvador – $\sim 5-8$ km. No geral é muito estreita – média de 50 km. Entretanto, torna-se mais larga ao Norte e ao Sul, resultado de maior aporte sedimentar, bem como na região de Abrolhos – maior recife de coral do Brasil e de todo o Atlântico Sul –, devido à atividade vulcânica (Zembruski *et al.*, 1971; Dominguez, 2009; Vital *et al.*, 2010). A quebra da plataforma é observada em geral em torno de 80 m. A cobertura sedimentar apresenta composição predominantemente siliciclástica ao Norte, carbonática no Nordeste e mista no Sul do Brasil. Em contraste com outras plataformas tropicais, os corais estão virtualmente ausentes, assim como os oóides e outras formas de carbonatos precipitados. Os sedimentos carbonáticos são dominados por algas coralinas recentes. A fauna dos recifes de coral brasileiros apresentam baixa diversidade e um endemismo significativo.

A plataforma continental é a extensão natural do território continental de um país costeiro, que é detentor dos direitos de soberania *para exploração e aproveitamento dos recursos do solo e subsolo marinhos* de acordo com a Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar, que entrou em vigor no Brasil a partir do Decreto nº. 1.530, de 22 de junho de 1995. Essa convenção instituiu o conceito de Zona Econômica Exclusiva (ZEE), onde todo país costeiro *tem direitos de soberania para fins de exploração e aproveitamento, conservação e gestão dos recursos naturais, vivos e não vivos das águas do mar, do leito do mar e do seu subsolo e no que se refere a outras atividades com fins econômicos*. A água do mar contém vários recursos minerais, como o próprio sal marinho, que também é fonte de elementos economicamente importantes.

A crescente escassez dos recursos minerais sobre os continentes para atender à demanda cada vez maior, faz com que os oceanos representem importante área para mineração na Terra. Os recursos minerais marinhos devem ser entendidos, hoje em dia, como recursos essencialmente estratégicos. No Brasil, sob o ponto de vista político e estratégico, é necessário conhecer a geologia e os recursos minerais de nossa terra.

A morfologia de fundo da plataforma interfere diretamente nos processos erosivos e deposicionais através dos seus efeitos sobre a refração das ondas (Tabosa *et al.*, 2001, Vital *et al.*, 2005ab, 2006). O padrão de refração de ondas gerado pela morfologia da plataforma adjacente, localmente influenciado pela tectônica local e associado ao padrão de correntes, resulta em erosão e/ou deposição praias, afetando todo o litoral brasileiro.

4.3.4.3.3 POTENCIAIS IMPACTOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE ORLA MARÍTIMA E PLATAFORMA CONTINENTAL

Os oceanos possuem grande variedade de recursos vivos e minerais de interesse para o Homem. Além disso, seu papel como fonte de oxigênio à atmosfera, no controle climático global e no ciclo do carbono é vital não só para o ser humano mas para todos os seres vivos. Embora os oceanos ocupem a maior parte – 70% – da superfície terrestre, a maior produtividade é concentrada em águas costeiras e de plataforma continental. As mais produtivas estão associadas à proximidade do continente, recebendo grande influência dos processos que ali ocorrem. Consequentemente, essas também são

as áreas marinhas mais impactadas por atividades humanas, tais como mineração de areia, dragagens, exploração de recursos minerais, construção de barragens e desmatamentos ao longo de rios.

No Brasil, a maior parte da exploração de petróleo ocorre em ambiente marinho profundo, porém os impactos dessa atividade também atingem as áreas costeiras e a plataforma. Por elas passam os dutos e os navios que transportam os hidrocarbonetos extraídos para as plantas de processamento em terra. Além dos vazamentos do óleo, que afetam a biota e a qualidade da água, a presença de oleodutos e gasodutos interfere localmente nos padrões de sedimentação e o tráfego de navios obriga à dragagem dos canais de navegação, que pode alterar a distribuição de sedimentos para áreas adjacentes mais profundas.

As dragagens podem resultar em alteração no padrão de sedimentação local, alterando o tipo de sedimento depositado, com a consequente morte de organismos sésseis e a fuga das espécies com capacidade de locomoção. Por outro lado, o despejo de rejeitos de canais de navegação ou de outros tipos de resíduos sólidos causa o soterramento dos organismos na área de despejo, podendo provocar alteração na composição sedimentar do local e introdução de contaminantes. A construção de inúmeras barragens para geração de energia elétrica vem bloqueando cargas sedimentares, uma vez que muitos sedimentos ficam retidos nos lagos artificiais. Assim como a retenção dos sedimentos, o controle dos fluxos impede a ocorrência de picos de vazões, importantíssimos para o aporte sedimentar para a costa. Por outro lado, as atividades agrícolas e o desrespeito à manutenção das matas ciliares em margens de rios aumenta o suprimento sedimentar.

O aumento das atividades mineradoras nas regiões de plataforma continental, principalmente na Região Nordeste, demanda ação firme das agências controladoras na exigência de estudos ambientais prévios para um melhor conhecimento e monitoramento do ecossistema e, em consequência, para uma escolha da metodologia mais adequada de exploração e exploração desses recursos minerais. Principalmente, ao considerarmos que a maior parte da plataforma ainda não é conhecida e que estudos atuais têm demonstrado, por exemplo, a presença de corais em profundidades maiores que 20 metros, anteriormente não mapeados.

É importante ressaltar que o interesse a respeito do aumento de riscos de inundações costeiras em um clima mais quente futuro se concentra, geralmente, nos efeitos de mudanças no nível médio do mar. Entretanto, esse é apenas um dos principais fatores, pois estes incluem as marés e o clima, que também afetam o nível do mar. A maior parte da variabilidade diária no nível dos mares costeiros é normalmente devida às marés.

As marés costeiras são resultado da propagação de energia a partir dos oceanos profundos, onde elas são geradas por forças gravitacionais. Apesar de mudanças nas forçantes de marés astronômicas serem *negligíveis*, localmente podem ocorrer mudanças significantes para a amplitude das mesmas. Particularmente em estuários, a prática de dragagem para navegação e canalização de rios são fatores que influenciam sua variação. Da mesma forma, mudanças futuras na frequência e intensidade de tempestades irá afetar a probabilidade de inundação costeira.

4.3.5. VULNERABILIDADE DA ZONA COSTEIRA: ASPECTOS NATURAIS, SOCIAIS E TECNOLÓGICOS

Diversos e variados, são os conceitos de vulnerabilidade adotados na zona costeira quando se relaciona mudanças no clima a potenciais impactos nessa região. Cabe destaque à concepção adotada pela Secretaria Nacional de Defesa Civil (SNDC) do Brasil, para a qual, vulnerabilidade é a probabilidade de uma determinada comunidade ou área geográfica ser afetada por uma ameaça e é estabelecida a partir de estudos técnicos (Ministério da Integração Nacional, 2007, *apud* Muler, M. 2012). O mesmo se aplica ao conceito utilizado pela norte-americana *National Ocean and Atmospheric Administration* (NOAA), para a qual vulnerabilidade é conceito que traduz o nível de exposição de vida, propriedade e recursos ao impacto de um perigo natural (NOAA, 1999).

Para o IPCC (2001) esse conceito se traduz no grau em que um sistema é suscetível ou incapaz de lidar com os efeitos adversos de algum evento, além de ser função da característica, magnitude e taxa da variação climática ao qual está exposta sua sensibilidade e capacidade adaptativa.

Nesse mesmo sentido, a Política Nacional de Mudanças Climáticas – Lei nº 12.187/2009 – traz o conceito de vulnerabilidade como:

grau de suscetibilidade e incapacidade de um sistema, em função de sua sensibilidade, capacidade de adaptação, e do caráter, magnitude e taxa de mudança e variação do clima a que está exposto, de lidar com os efeitos adversos da mudança do clima, entre os quais a variabilidade climática e os eventos extremos.

A Comissão Oceanográfica Intergovernamental (IOC), órgão vinculado à United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), define vulnerabilidade costeira como o estado das comunidades habitantes da costa – incluindo sua estrutura social, ativos físicos, economia e suporte ambiental –, que fazem com que as mesmas sejam mais ou menos afetadas por eventos extremos (IOC, 2009).

Como forma de refinar esse tipo de análise, a IOC sugere a aplicação de metodologias que integrem as variáveis inseridas nos principais tipos de riscos relacionados às mudanças climáticas. Outra recomendação é que as análises de vulnerabilidade sejam realizadas em diferentes escalas – de macro a micro – dependendo do enfoque que será dado pelos programas nacionais para gerenciamento costeiro integrado.

Para o presente estudo, as análises de vulnerabilidade, conforme representado na Figura 4.11 deste capítulo, foram realizadas no plano municipal, compatibilizando as informações existentes na base do MMA que foram publicadas no *Macrodiagnóstico da Zona Costeira e Marinha do Brasil* (2008). A metodologia e os resultados aqui apresentados foram extraídos de Nicolodi e Petermann (2010), sendo os mesmos descritos por regiões.

Importante ressaltar que se considera o conceito de risco ambiental, como a resultante de três categorias básicas, a saber:

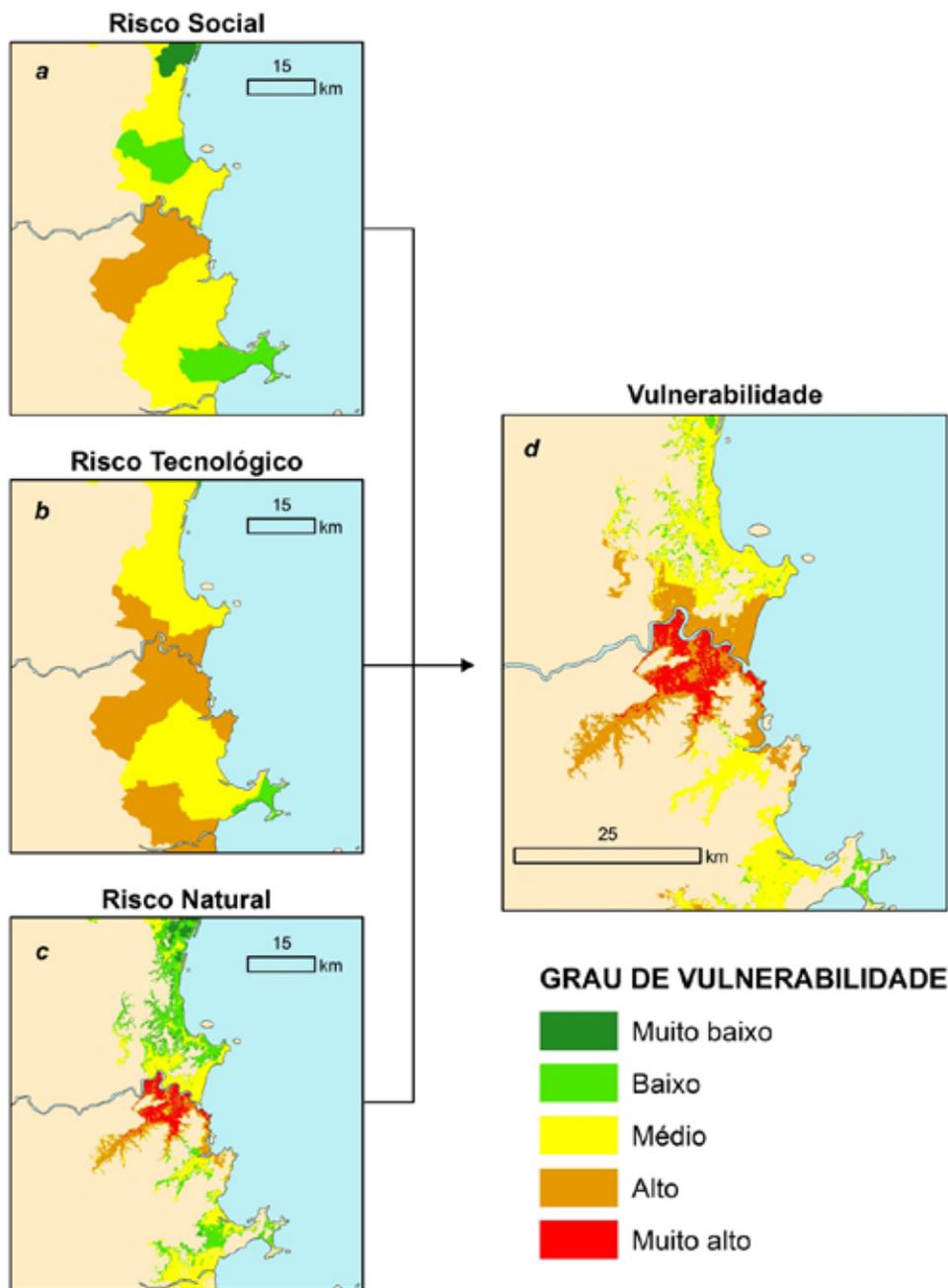
- a) risco natural: relacionado a processos e eventos de origem natural ou induzida por atividades humanas;
- b) risco tecnológico: circunscrito ao âmbito dos processos produtivos e da atividade industrial (Castro *et al.*, 2005); e
- c) risco social: categoria passível de ser analisada e desenvolvida por óticas distintas.

Neste Relatório, adotou-se o viés proposto por Egler (1996), em que o risco social é visto como resultante das carências sociais ao pleno desenvolvimento humano, que contribuem para a degradação das condições de vida.

Considerando essas três dimensões básicas para a construção de uma concepção abrangente de risco ambiental, a elaboração de uma metodologia para sua avaliação deve se fundamentar em três critérios básicos (Egler, 1996), a saber:

- a)** a vulnerabilidade dos sistemas naturais, compreendida como o patamar entre a estabilidade dos processos biofísicos e situações instáveis em que existem perdas substantivas de produtividade primária;
- b)** a densidade e o potencial de expansão da estrutura produtiva, que procura expressar os fluxos e os fluxos econômicos em uma determinada porção do território em uma concepção dinâmica; e, ainda,
- c)** o grau de criticidade das condições de habitabilidade, vista como a defasagem entre as atuais condições de vida e aquelas consideradas mínimas para o pleno desenvolvimento humano.

Figura 4.11. Exemplo da região de Itajaí.



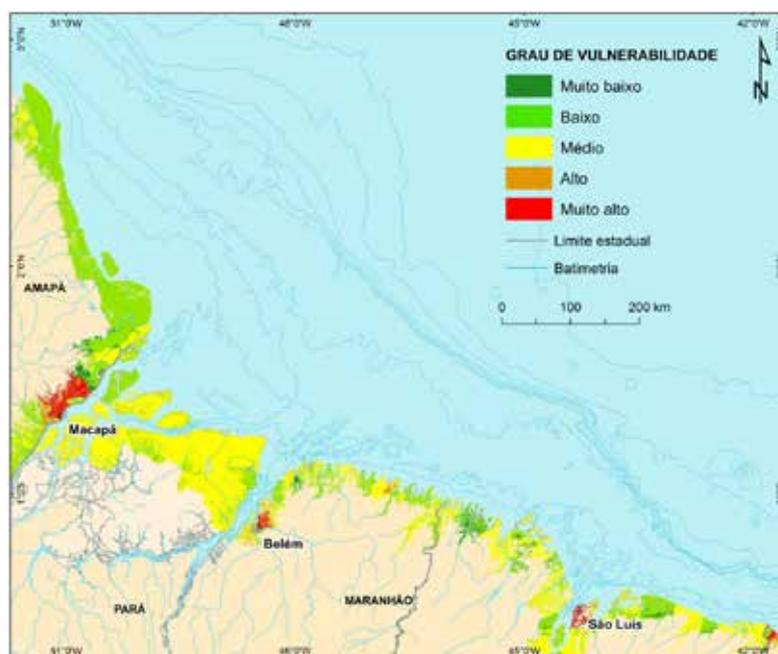
Obs.: Integração de dados espacializados dos três tipos de risco: (a) Risco natural; (b) Risco social e (c) Risco tecnológico, no litoral central e Norte do Estado de Santa Catarina. O resultado é apresentado em (d) Vulnerabilidade da costa

Fonte: Nicolodi e Petermann, 2010.

4.3.5.1 REGIÃO NORTE

O litoral equatorial amazônico (Ab' Saber, 2000) apresenta, em linhas gerais, grau de vulnerabilidade baixo, com exceção das adjacências das três grandes cidades ali existentes: Macapá (AP), Belém (PA) e São Luiz (MA). Nesses casos, a vulnerabilidade foi classificada como alta ou muito alta, conforme representado na Figura 4.12.

Figura 4.12. Vulnerabilidade da costa Norte do Brasil.



Obs.: Grau de vulnerabilidade baixo, com exceção das adjacências das três grandes cidades: Macapá, Belém e São Luiz. Fonte: Nicolodi e Petermann, 2010.

Características físicas como dinâmica costeira e geomorfologia, aliadas às condições socioeconômicas da população – a renda média e as carências de serviços básicos – e aos aspectos tecnológicos – tipos de indústria, tipologia de poluição e representatividade das mesmas quanto ao número de empregados –, conferem tais níveis de vulnerabilidade a essa porção do litoral.

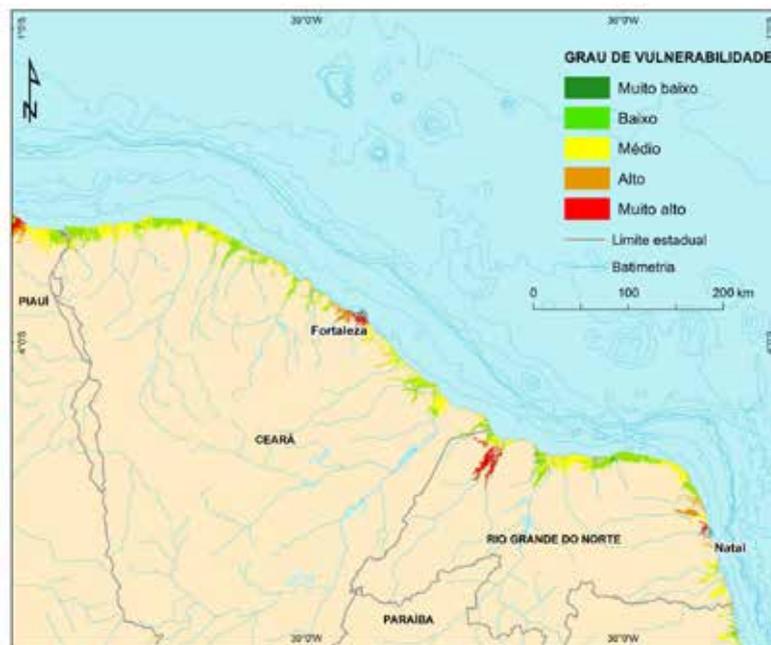
Embora as características geomorfológicas da costa norte – planícies lamosas, por exemplo –, se constituam em entraves ao povoamento intenso do litoral, alguns trechos vêm registrando crescimento populacional desordenado. Tal situação, agregada às informações sobre saneamento básico, leva a um coeficiente de proporção entre a população total e sua parcela exposta ao risco social de 33,7% para a Região Norte, – o que, em números absolutos, pode ser traduzido por 2.206.138 habitantes, em sua maioria residente nas capitais e na periferia de outras cidades (Astolpho e Gusmão, 2008. apud Nicolodi e Petermann, 2010).

Colaboram ainda para a definição de altos graus de vulnerabilidade das regiões metropolitanas do Norte do País, a associação entre os complexos metal-mecânico e de papel e celulose no litoral dos estados do Pará (PA) e do Maranhão (MA), com grandes investimentos na produção de minerais metálicos, como ferro e alumínio, associados às grandes extensões plantadas para a produção de celulose. Tal fator é determinante na elevação do risco tecnológico e da vulnerabilidade da zona costeira em pontos críticos, como é o caso em Barcarena (PA) ou São Luís (MA) (Egler, 2008. apud Nicolodi e Petermann, 2010).

4.3.5.2 REGIÃO NORDESTE

Ao contrário da Região Norte, onde apenas as regiões metropolitanas apresentam alta vulnerabilidade, a Região Nordeste demonstra alternância entre os cinco níveis que caracterizam tal aspecto, os quais não têm, necessariamente, relação direta com a dinâmica da população, conforme exibido neste capítulo às figuras 4.13, 4.14, 4.15 e 4.16.

Figura 4.13. Mapa de vulnerabilidade da costa da Região Nordeste.



Obs.: exibe os estados do Piauí, do Ceará e do Rio Grande do Norte.

Fonte: Nicolodi e Petermann, 2010

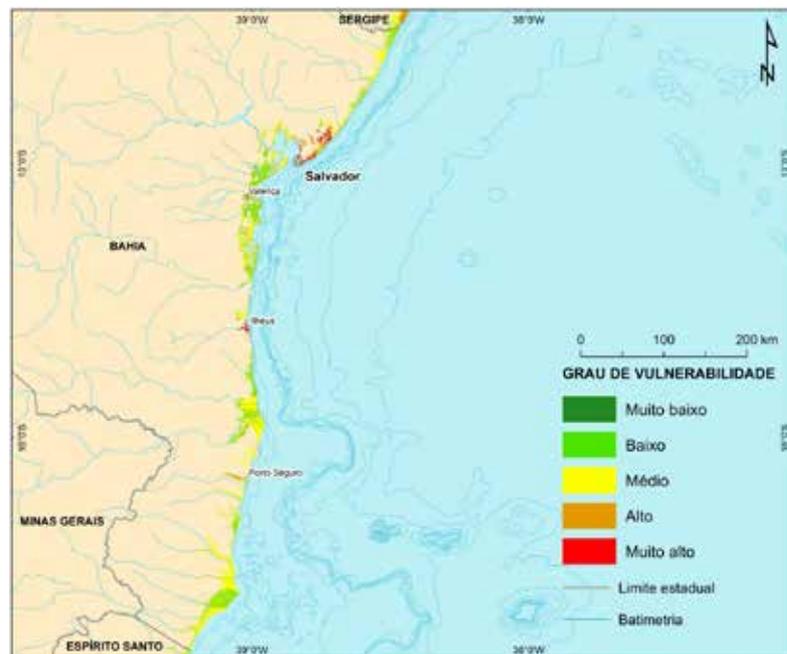
Figura 4.14. Mapa da vulnerabilidade da costa da Região Nordeste.



Obs.: exibe os estados de Paraíba, Pernambuco, Alagoas e Sergipe.

Fonte: Nicolodi e Petermann, 2010

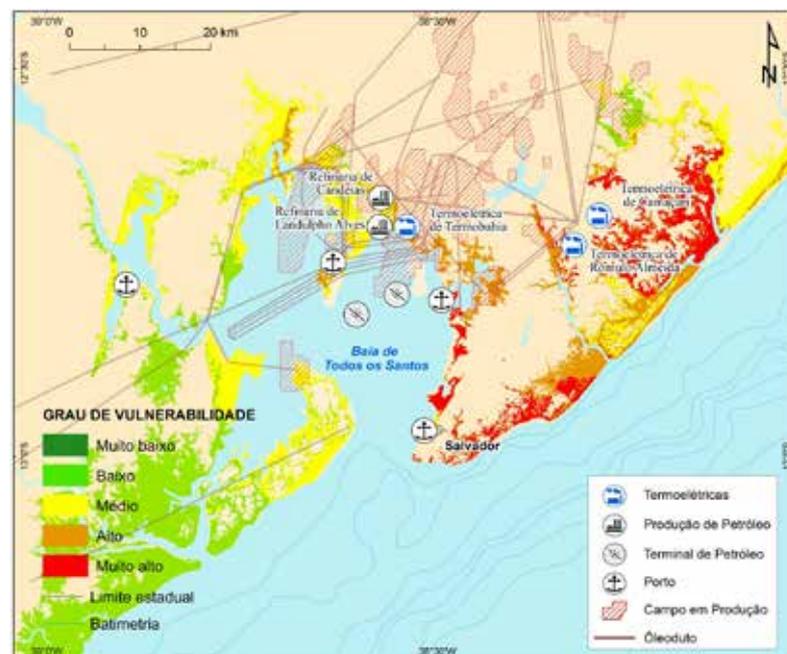
Figura 4.15. Núcleos urbanos no Estado da Bahia.



Obs.: As áreas com grau de vulnerabilidade muito altas estão associadas com os núcleos urbanos presentes no Estado da Bahia e suas condições de saneamento básico deficitárias.

Fonte: Nicolodi e Petermann, 2010

Figura 4.16. Região metropolitana de Salvador.



Obs.: Altos índices de vulnerabilidade associados a um cenário de alto risco tecnológico.

Fonte: Nicolodi e Petermann, 2010

Para a Região Nordeste do Brasil, o coeficiente de proporção entre população total e população exposta ao risco social é de 25,71% – em números absolutos, somam 12.286.455 habitantes, os mais potencialmente vulneráveis aos efeitos de mudanças climáticas (Nicolodi e Pettermann, 2010).

Outro fator que contribui para a elevação da vulnerabilidade nessa região é o deslocamento do complexo químico para o litoral nordestino no eixo Salvador-Aracaju-Maceió, associado à expansão da fronteira energética no litoral. Tal fenômeno torna expressiva a concentração de dutos, terminais e fábricas. O entorno do Recôncavo Baiano e de cidades como Aracaju, em Sergipe; Maceió, nas Alagoas; Recife e Cabo de Santo Agostinho, em Pernambuco; e Macau e Guararé, no Rio Grande do Norte; são expressões marcantes desse processo, onde a associação entre os equipamentos energético e produtivo potencializa as condições de risco ambiental (Egler, 2008).

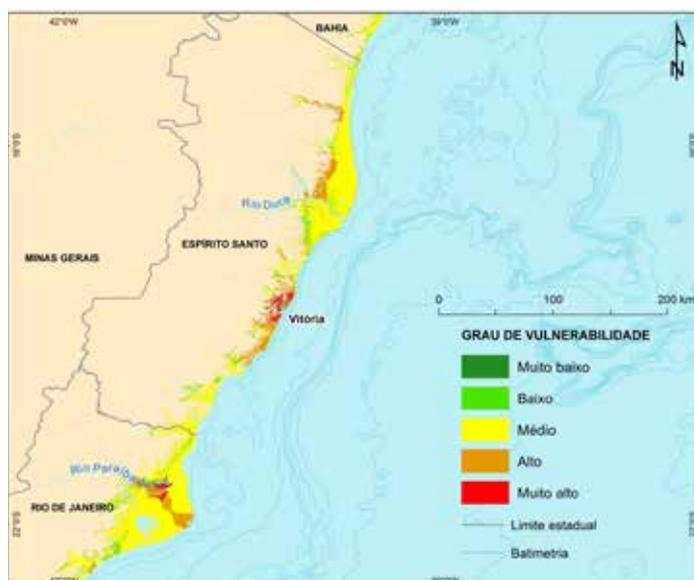
A Baía de Todos os Santos, onde se localiza a região metropolitana de Salvador, abriga população próxima de 3,5 milhões de habitantes, o que representa 23% do total residente no Estado da Bahia, um percentual muito próximo à média nacional. Nesse setor da costa baiana, os altos índices de vulnerabilidade encontrados estão associados a questões sociais e tecnológicas (Nicolodi e Pettermann, 2010).

Apresenta-se nessa área, também, um cenário de alto risco tecnológico determinado prioritariamente pela presença do polo industrial de Camaçari, com destaque para a indústria petrolífera e suas unidades: a Refinaria Landulpho Alves, a Unidade de Produção de Gás Natural (UPGN) de Candeias e as usinas termoeletricas Celso Furtado, Rômulo Almeida e Camaçari.

4.3.5.3 REGIÃO SUDESTE

O litoral capixaba e o Norte fluminense são constituídos por segmentos costeiros identificados como de vulnerabilidade média a baixa. Apenas três localidades exibem nível maior de classificação: a Sub-bacia Hidrográfica do Rio Doce, a região da Grande Vitória e as áreas interiores de drenagem da Sub-bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, como mostra a Figura 4.17.

Figura 4.17. Grau de vulnerabilidade da costa sudeste do Brasil.



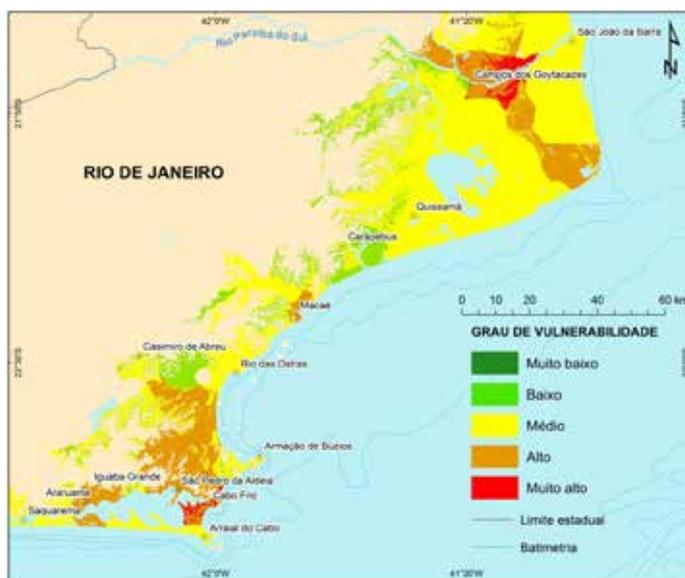
Obs.: Sub-bacia Hidrográfica do Rio Doce, região da grande Vitória e as áreas interiores da drenagem da Sub-bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul.

Fonte: Nicolodi e Petermann, 2010

Os graus mais elevados de vulnerabilidade identificados no litoral oriental fluminense estão associados às regiões dos municípios de Cabo Frio e Macaé, que nas últimas duas décadas vêm experimentando um acentuado desenvolvimento urbano vinculado às atividades de exploração petrolífera na plataforma continental contígua, como mostra a Figura 4.18.

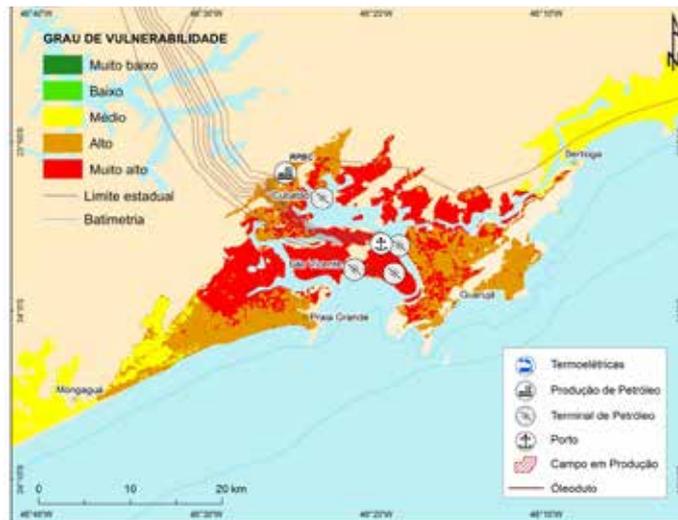
A região da Baía da Guanabara congrega um dos mais elevados graus de densidade populacional do País, por vezes disposto ao longo dos baixos cursos dos rios que deságuam no sistema. Em situações de maré excepcionais – associadas a passagens de sistemas frontais que afogam as drenagens em seus baixos cursos –, acompanhadas por precipitações intensas no complexo serrano à retaguarda – que aumentam o volume das descargas fluviais –, a área do contorno interno da baía, mais rebaixada, fica exposta a fenômenos de inundação.

Figura 4.18. Graus mais elevados de vulnerabilidade identificados no litoral oriental fluminense, associados às regiões de São João da Barra e Macaé.



Fonte: Nicolodi e Petermann, 2010

Figura 4.20. Região da Baixada Santista com o estuário de Santos.



Obs.: Suas características socioeconômicas e configuração geomorfológica determinam um alto grau de vulnerabilidade.

Fonte: Nicolodi e Petermann, 2010

4.3.5.4 REGIÃO SUL

Nesse segmento, estão presentes três portos marítimos importantes: os de Paranaguá, São Francisco do Sul e Itajaí. Tais municípios e/ou suas regiões circunvizinhas possuem densidades populacionais significativamente maiores que a média de habitantes por km² do litoral sudeste brasileiro. Essa conjugação entre fatores, topográficos e populacionais, e a importância socioeconômica desses núcleos urbanos, combinada ainda, a fatores de instabilidade na linha de costa, determina graus médio e alto de vulnerabilidade, conforme Figura 4.21.

Figura 4.21. Vulnerabilidade da porção norte da Região Sul.

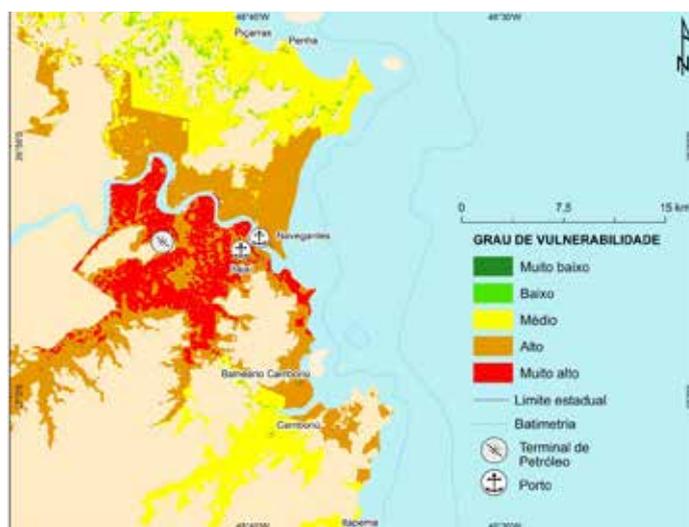


Na figura 4.21 as áreas com médio e alto grau de vulnerabilidade são associadas a topografia, a densidade populacional e fatores socioeconômicos dos núcleos urbanos.

Fonte: Nicolodi e Petermann, 2010

Na costa catarinense, a região de Joinville, o Vale do Itajaí e a Grande Florianópolis apresentam grau muito alto de vulnerabilidade por representarem grandes adensamentos urbanos, localizados em cotas altimétricas inferiores a dez metros. Enchentes como as ocorridas em 1983 e 1984 e o evento de novembro de 2008, quando 135 pessoas morreram e mais de 1,5 milhão foram afetadas, demonstraram tal vulnerabilidade. Tais adensamentos urbanos, embora apresentem IDH relativamente altos, possuem número elevado de pessoas expostas ao risco social, conforme mostrado na Figura 4.22

Figura 4.22. Região de vulnerabilidade alta e muito alta, correspondente à porção remota da Sub-bacia Hidrográfica Conjugada do Rio Itajaí-Açu.



Obs.: Essa porção vem sofrendo inundações sistemáticas nos últimos anos, com destaque para os eventos ocorridos em 1983, 1984 e 2008.

Fonte: Nicolodi e Petermann, 2010

O litoral do Rio Grande do Sul é caracterizado por uma linha quase retilínea de 620 km que abriga um intrincado sistema de lagoas costeiras, com destaque para a Lagoa dos Patos, componente especialmente grandioso na costa brasileira. Fica na desembocadura dessa laguna, o único local definido como de alta vulnerabilidade no Rio Grande do Sul: a região do município de Rio Grande (Nicolodi e Petermann, 2010).

Contribui para esse cenário, o fato de que, no interior do estuário, está o principal núcleo urbano, com população estimada em 196.337 habitantes e com alta taxa de risco social, entendido como *deficit* de serviços básicos – coleta de lixo e esgotamento sanitário – e baixa renda por domicílio, equivalendo a quase 100% ao afetar 186.544 habitantes, conforme representado na Figura 4.23.

Figura 4.23. Grau de vulnerabilidade relativamente baixo do Sul do Estado de Santa Catarina ao limite com o Uruguai.



Obs.: A exceção é o núcleo urbano de Rio Grande. Essa região está sujeita a eventos meteorológicos de grande magnitude, como o do Furacão Catarina, ocorrido em 2004.

Fonte: Nicolodi e Petermann, 2010

O papel do porto de Rio Grande nessa porção do território, onde os níveis de vulnerabilidade são relevantes, deve ser considerado em conjunto com o da área metropolitana de Porto Alegre, no que diz respeito ao sistema lagunar em que estão situados. As possibilidades de incremento da movimentação da matriz energética e de mercadorias, bem como a implantação de novas indústrias na área em função de sua posição quanto ao Mercosul, são elementos particulares que provavelmente intensificarão o grau de risco tecnológico do litoral Sul nas próximas décadas (Egler, 2008).

4.3.6 SUBSÍDIOS PARA A AÇÃO DO PODER PÚBLICO

A conclusão mais relevante da análise aqui apresentada, diz respeito à carência de informações relacionadas aos efeitos de mudanças climáticas sobre os ecossistemas costeiros no Brasil, bem como a respeito de sua vulnerabilidade a tais alterações. As poucas informações disponíveis se referem a alguns estudos locais e tratam, basicamente, dos efeitos de uma possível elevação do nível médio do mar sobre tais sistemas. A falta de séries históricas de dados na maioria dos campos da ciência é o maior impeditivo para uma análise mais apurada da temática em tela.

Análises sobre vulnerabilidade existem em escala nacional, conforme aqui apresentadas, ou local, o que deixa uma lacuna em termos de planejamento. Iniciativas comandadas pelo MMA, em função de suas prerrogativas no Plano Nacional de Mudanças Climáticas, buscam fixar critérios para a definição de estratégias de adaptação das zonas costeiras aos efeitos de mudanças no clima. Um exemplo disso foi o 1º *Simpósio Nacional sobre Vulnerabilidade Costeira*, realizado em maio de 2013, com a participação de mais de 100 atores sociais diretamente envolvidos na temática.

Alia-se a esses fatores, o grau de incerteza quanto à própria definição quantitativa das mudanças climáticas em todo o planeta, criando assim, um cenário de indefinições quanto à tomada de decisão pelo poder público.

Conhecer as regiões mais ou menos vulneráveis aos impactos causados por efeitos diretos de alterações climáticas é fundamental para a tomada de decisões do poder público. Essas ações devem ser pautadas pelos principais tipos de riscos relacionados às mudanças climáticas em zonas costeiras, a partir da aplicação de metodologias que integrem as variáveis inseridas no processo.

Agregam-se a esse arcabouço, outros fatores que influenciarão indiretamente na dinâmica dessa porção do território, como, por exemplo, a possibilidade de alterações significativas nas vazões dos principais rios brasileiros, com aumento de volume nas bacias hidrográficas dos rios da Prata e Paraná e redução, nas bacias hidrográficas do Rio Amazonas e no Pantanal. A variação desses volumes implicará nova dinâmica de transporte sedimentar e seus consequentes efeitos na linha de praia.

Esses efeitos já foram preliminarmente identificados em um esforço governamental levado a cabo pelo Centro de Gestão e Estudos Estratégicos (Neves e Muehe, 2008), e que devem ser ressaltados quando da elaboração de estratégias de ação para o poder público, a saber:

- a) erosão e progradação costeiras;
- b) danos a obras de proteção costeira;
- c) prejuízos estruturais ou operacionais a portos e terminais;
- d) danos a obras de urbanização de cidades litorâneas;
- e) danos estruturais ou prejuízos operacionais a obras de saneamento;
- f) exposição de dutos enterrados ou danos estruturais a dutos expostos;
- g) intrusão salina em estuários;
- h) intrusão salina em aquíferos;
- i) evolução dos manguezais e, ainda,
- j) danos a recifes de coral.

O cenário está posto e não há dúvidas de que o desafio de adaptação e atenuação das consequências desses fenômenos é enorme e não pode ser levado a cabo sem um detalhado referencial técnico, composto de análises de vulnerabilidade em micro e macro escalas.

Outro aspecto que deve ser amplamente debatido pela sociedade é o papel das instituições no processo. Nesse aspecto, é inegável que, em termos de gestão, o MMA deve ter prerrogativa de liderança, uma vez que a legislação o define como o coordenador do processo de gerenciamento costeiro no Brasil.

É justamente nesse escopo de planejamento estratégico integrado que as variáveis relacionadas à vulnerabilidade devem ser inseridas, principalmente quando da análise geográfica de prioridades de atuação.

Dentre as ações que devem compor o referido planejamento estratégico integrado destacam-se

- a efetivação de monitoramento ambiental sistemático e de longo prazo;
- o ordenamento territorial efetivo, principalmente em nível municipal;
- a efetivação das políticas estaduais de gerenciamento costeiro e
- o planejamento prévio e a priorização de estudos para as formas clássicas de respostas aos efeitos esperados de mudanças climáticas como recuo, acomodação e proteção.

Além disso, torna-se fundamental a adoção de medidas que visem à adaptação dos ecossistemas às novas condições, o que só pode ser alcançado por meio da gestão do território costeiro de forma integrada e plurissetorial.

4.4. ECOSISTEMAS OCEÂNICOS

4.4.1 INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas são consideradas atualmente como o maior desafio ecológico, social e econômico da humanidade, com evidências científicas de que as atividades antrópicas têm contribuído sobremaneira para essa situação (Cleugh *et al.*, 2011). O Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), criado pelas Nações Unidas e pela Organização Meteorológica Mundial em 1988, afirma que uma parte significativa do aquecimento global observado nos últimos

50 anos está associada ao aumento da concentração de gases do efeito estufa (GEEs) na atmosfera, provocado, em grande medida, pelo Homem (IPCC, 2007c).

Evidentemente, os oceanos, em decorrência das suas relações com a atmosfera e por cobrirem 70% da superfície do planeta, vêm sendo diretamente afetados pelas mudanças climáticas. Esses efeitos decorrem principalmente do armazenamento de uma quantidade considerável de calor nos oceanos proveniente da atmosfera³, o que provoca, além do aumento da temperatura da água das camadas superficiais, a elevação do nível do mar em decorrência da expansão térmica da água.

Outra consequência, não menos grave, é a acidificação dos oceanos decorrente da formação e subsequente dissociação do ácido carbônico – $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{H}_2\text{CO}_3$ –, em razão da dissolução do dióxido de carbono na água, aspecto agravado pela elevada solubilidade desse gás⁴. Dessa forma, as alterações observadas nos oceanos decorrentes das mudanças climáticas têm efeitos diversos sobre a vida marinha.

Os recursos marinhos vivos apresentam, de uma maneira geral, uma elevada sensibilidade às variações dos parâmetros físico-químicos do ambiente no qual estão imersos, quando comparados aos animais terrestres (Jurado-Molina e Livingston, 2002). Por essa razão, mudanças das condições normais dos oceanos podem provocar efeitos importantes sobre o comportamento desses organismos, interferindo em diversos processos biológicos, como os de reprodução e de interações entre presas e predadores, retardando ou acelerando significativamente a recuperação de um determinado estoque pesqueiro.

Embora o ecossistema pelágico oceânico, que sustenta importantes atividades econômicas de exploração direta como a pesca, por exemplo, tenha atraído um interesse crescente da comunidade científica no sentido de melhor entender sua dinâmica ambiental, pouco ainda se sabe sobre os efeitos das mudanças climáticas sobre esse ecossistema e os organismos marinhos que nele habitam – muitos dos quais, recursos pesqueiros de elevado valor comercial ou relevância para a segurança alimentar de inúmeras comunidades costeiras. Por essa razão, as consequências da pesca e dos efeitos das mudanças ambientais sobre eles têm sido motivo de grande preocupação de gestores e pesquisadores no mundo inteiro, estimulando o desenvolvimento de pesquisas e atividades de monitoramento que permitam melhor avaliar a saúde do ambiente marinho (Francis, 1990).

Do ponto de vista pesqueiro, além da dificuldade de se conseguir informações confiáveis sobre a cadeia produtiva da pesca, a relação entre as condicionantes bióticas e abióticas do ecossistema marinho é extremamente complexa, particularmente em um cenário de variações climáticas cada vez mais intensas. Considerando-se, portanto, o atual nível de exploração a que os estoques estão submetidos, associado à crescente instabilidade do clima, torna-se urgente o desenvolvimento de modelos de previsão que permitam projetar, o que poderá acontecer a partir da ocorrência de uma determinada situação no intuito de se prevenir e antecipar possíveis impactos das mudanças do clima sobre o ambiente, a biodiversidade e a pesca. Isso permitiria por consequência, uma melhor administração e o uso sustentável dos mesmos.

³ O calor específico elevado da água faz com que a mesma seja um bom armazenador de calor, enquanto seu coeficiente de condutividade térmica, relativamente baixo, faz com que ela não ceda o calor absorvido com facilidade.

⁴ A solubilidade do CO_2 na água, igual a $1,7 \text{ g}^{-1}$ a 20°C e 1.013 hPa , é cerca de 200 vezes maior do que a do O_2 , igual a $0,009 \text{ g}^{-1}$;

4.4.2. IMPACTOS E VULNERABILIDADE

4.4.2.1 ASPECTOS AMBIENTAIS – FÍSICO-QUÍMICOS – DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Em decorrência das conexões entre atmosfera e oceano, as mudanças climáticas globais, provocadas por fatores naturais e antrópicos, têm provocado importantes alterações nos mares da Terra, principalmente no que se refere às concentrações de CO₂ e calor.

Nesse último caso, pesquisas têm demonstrado um aumento considerável na quantidade de calor estocado nos oceanos desde 1970, sendo essa uma evidência clara do aquecimento do planeta (Bindoff *et al.*, 2007). Suas camadas superficiais, portanto, têm cada vez mais, armazenado mais calor proveniente da atmosfera, com consequências diretas sobre a elevação do nível do mar, decorrente da expansão térmica da água. De acordo com Levitus *et al.* (2005), um aumento da ordem de 15.10²² joules no calor armazenado nos oceanos foi observado entre 1955 e 1998, com uma média de 0,2 watts.m⁻². No último século, o nível do mar subiu 1,7 mm.ano⁻¹, mas dados obtidos por sensoriamento remoto indicam que, desde 1993, ele vem subindo a taxas bem mais elevadas, que variam de 2,5 mm.ano⁻¹ (Cabanés *et al.*, 2001) a 3,0 mm.ano⁻¹ (UNESCO, 2010).

Estudos têm demonstrado que, até 2100, o nível do mar aumentará de 0,5 m a 0,8 m, podendo subir até 1 m (Rahmstorf, 2007). Considerando-se também, o derretimento de geleiras e reservas glaciais do planeta, o nível do mar poderá subir 0,2 m a 0,7 m (Raper e Braithwaite, 2006). Do ponto de vista ambiental, os efeitos disso serão mais acentuados na zona costeira, onde ecossistemas de alta importância ecológica para diversos organismos marinhos serão diretamente afetados, como as lagoas, estuários e manguezais.

Entretanto, os efeitos do aquecimento global não se restringem apenas ao aumento do nível dos oceanos. O aquecimento anômalo da temperatura da superfície do mar (TSM), alterações na estrutura da termoclina – variação brusca de temperatura em uma determinada profundidade do mar ou em ambientes de água doce –, associadas à propagação do calor para zonas mais profundas do oceano, e ainda, o aumento na intensidade dos ventos e velocidade das correntes, são efeitos potencialmente importantes das mudanças climáticas sobre os oceanos.

A TSM, avaliada sob o prisma de suas anomalias, positivas ou negativas, tem sido utilizada como um dos principais parâmetros indicadores das mudanças climáticas sobre os oceanos. Sua elevação tem sido observada em diversas regiões do planeta, registrando em termo globais 0,6 °C no último século (Herr e Galland, 2009). Nas águas que banham a costa da Austrália, tem se observado, desde 1900, um aumento da ordem de 0,9 °C, dos quais 0,4 °C ocorreram nos últimos 50 anos (Cleugh *et al.*, 2011).

Entretanto, o ritmo das mudanças climáticas não é o mesmo em todas as zonas dos oceanos. Tampouco as respostas das espécies às variações de um determinado parâmetro ambiental, como a temperatura da água, são iguais, o que dificulta a avaliação dessas mudanças sobre os recursos vivos marinhos de forma abrangente e generalizada (Hobday *et al.*, 2012). Com base na análise de diversas variáveis ambientais e usando tendências históricas e projeções de aquecimento global, esses autores sugeriram que as regiões de *hotspots* ocorrem, em geral, na periferia das bacias oceânicas. São áreas com elevada dependência humana dos recursos marinhos como o sudeste da Ásia e a África ocidental, as quais deveriam ser consideradas para melhor se avaliar os impactos das mudanças climáticas sobre os oceanos e seus recursos vivos e propor alternativas de adaptação às mesmas.

No que se refere à termoclina, camada que, em razão de seu gradiente térmico forte, apresenta também marcada descontinuidade faunística, tem se observado diminuição de profundidade média no Pacífico Centro-Oeste (Yeh *et al.*, 2009). Embora esses efeitos sejam mais evidentes durante a ocorrência de fenômenos climáticos periódicos, como o *El Niño*, o aquecimento global em longo prazo, provocado por causas naturais ou pela ação do Homem, poderá provocar alterações ainda mais importantes

e duradouras na estrutura térmica dos oceanos e, por consequência, no clima de nosso planeta.

Em relação à produtividade primária, alguns trabalhos já mostram indícios de diminuição – caso da desertificação oceânica –, com um aumento, nos últimos dez anos, da ordem de 7×10^6 km² das áreas oligotróficas, principalmente nas bacias dos oceanos Atlântico e Pacífico (Valentin, 2008). Segundo esse autor, tal processo seria decorrente da elevação da temperatura superficial, a qual, consequentemente, acentuaria o gradiente térmico da termoclina, reduzindo a taxa de fertilização por processos de mistura vertical com águas mais profundas e ricas em nutrientes (Behrenfeld *et al.*, 2006; Behrenfeld, 2011; Siegel e Franz, 2010; Boyce *et al.*, 2010; Huisman *et al.*, 2004). A redução da biomassa fitoplânctônica, por sua vez, reduzirá a capacidade dos oceanos de absorverem CO₂, potencializando o efeito do aquecimento global através de um processo de retorno ou reflexo –*feedback*, em inglês – positivo (Behrenfeld, 2011).

Ao longo da história geológica do planeta, os oceanos sempre atuaram como um imenso sumidouro do dióxido de carbono atmosférico, seja na forma dissolvida, em razão da elevada solubilidade desse gás na água, seja por fixação e posterior sedimentação de organismos planctônicos, os quais retêm carbono em seus constituintes orgânicos.

Cabe ressaltar que a hipótese mais aceita para a formação do petróleo – a hipótese biogênica –, assim como dos clatratos de metano, é a de que eles se originariam da biomassa planctônica sedimentada sob condições determinadas de temperatura e pressão. As reservas planetárias de combustíveis fósseis seriam, portanto, assim, o testemunho mais evidente da importância dos oceanos para o sequestro de carbono atmosférico ao longo das eras geológicas. Recentes trabalhos têm indicado, contudo, que os oceanos do mundo podem estar perdendo parte de sua capacidade de absorver CO₂, devido, entre outros fatores, à intensificação dos ventos (Le Quéré, 2007).

Fortes variações da circulação atmosférica têm sido igualmente observadas em decorrência das variabilidades climáticas, entre as quais aquelas causadas pelo *El Niño*, processo que provoca um aquecimento anômalo da temperatura da superfície do mar no Oceano Pacífico, ocasionando mudanças na atmosfera próxima à superfície, com consequências em escala global. O aquecimento do Oceano, porém, provoca mudanças na circulação da atmosfera, desde os níveis mais baixos até os mais altos, determinando mudanças nos padrões de transporte de umidade e, portanto, variações na distribuição de chuvas em regiões tropicais e em latitudes médias e altas.

Um dos mecanismos capazes de desencadear ou amplificar mudanças climáticas num período relativamente curto é a circulação termohalina (Bradley, 1999). Um aumento de precipitação em latitudes elevadas, associado à intensificação do processo de derretimento da calota polar, geleiras e cobertura glacial da Groelândia, por exemplo, poderá causar significativa redução potencial de salinidade das águas superficiais do Atlântico Norte e, consequentemente, de sua densidade, enfraquecendo ou mesmo interrompendo, o afundamento das mesmas em razão de seu resfriamento nos mares da Islândia e Noruega.

Tal fenômeno teria como consequência a suspensão da circulação termohalina e a paralisação da chamada esteira de calor transportadora do Atlântico Norte – em inglês, *North Atlantic Conveyor Belt* –, com um consequente recuo da Corrente de Golfo. Isso geraria, paradoxalmente, um progressivo arrefecimento de atmosfera – superfície das águas oceânicas dessa região atlântica, com possível resfriamento significativo do continente europeu (Weaver e Hillaire-Marcel, 2004) e aumento das temperaturas em regiões extratropicais do hemisfério Sul (Machado e Justino, 2011).

Outro fenômeno que, potencialmente, poderia agravar o aquecimento global pelo efeito estufa seria a eventual – e possivelmente progressiva – liberação do metano contido nas camadas congeladas de clatratos ou hidratos presentes no subsolo marinho ou continental – fenômeno conhecido como *permafrost*. Embora as avaliações da quantidade de carbono contida nesses compostos sejam ainda bastante variáveis, as mesmas apontam para volumes que vão desde a metade a mais de duas vezes

e meia o montante existente no planeta sob todas as outras formas de combustíveis fósseis, com o agravante de o metano possuir um potencial de aquecimento global cerca de 20 vezes maior do que o dióxido de carbono. O risco, nesse caso, seria o possível surgimento de um processo de reflexo – *feedback*, em inglês – positivo, mediante o qual a intensificação da liberação do metano contido nessas reservas agravaria o efeito estufa, elevando a temperatura do planeta e causando, assim, a liberação de mais metano.

Outro aspecto importante ligado indiretamente à mudança climática, mas com consequências diretas sobre o ecossistema marinho, é a acidificação dos oceanos. Esse processo, como mencionado acima, decorre da dissolução do CO₂ atmosférico na água do mar, transformando-se em ácido carbônico – $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{H}_2\text{CO}_3$ – e causando a diminuição do pH (Valentin, 2008). Estimativas apontam que o pH da superfície oceânica tenha diminuído em cerca de 0,1, numa escala logarítmica, com uma diminuição da ordem de 0,3 a 0,5 até 2010 (Caldeira e Wickett, 2003). Em princípio, uma aceleração dessa mudança no próximo século, poderá ter tanto consequências sobre o crescimento do plâncton, tanto positivas quanto negativas.

Durante a fotossíntese, o fitoplâncton absorve o CO₂ e libera oxigênio, sequestrando, assim, o CO₂ atmosférico, processo chamado de *bomba biológica* e que é favorecido por uma maior disponibilidade de dióxido de carbono dissolvido na água (Behrenfeld, 2011). Por outro lado, entretanto, certas espécies necessitam fixar carbonato de cálcio em suas carapaças, processo dificultado pela acidificação do meio ambiente marinho, da mesma forma que sua dissolução é facilitada em níveis de pH mais baixos.

O mesmo impacto atinge também diretamente outros grupos taxonômicos importantes, como os corais, moluscos e crustáceos, que utilizam o carbonato de cálcio em suas carapaças ou outros constituintes orgânicos (Valentin, 2008).

4.4.2.2. ASPECTOS BIOLÓGICOS

4.4.2.2.1 ALTERAÇÕES NA BIOTA MARINHA

Embora algumas alterações nas características ambientais dos oceanos, principalmente em regiões costeiras, estejam associadas às variabilidades climáticas naturais e, mesmo, às ações antrópicas locais, as mudanças climáticas que vem ocorrendo no planeta têm sido responsáveis por transformações oceânicas importantes. Mudanças de temperatura da água, correntes e ressurgências costeiras são exemplos disso. (Bakun, 1990; IPCC, 2007c; Diaz e Rosenberg, 2008), que pode afetar direta e indiretamente importantes processos biológicos em diversos representantes de vida marinha – tais como alimentação, reprodução, distribuição e migração.

Entretanto, entre os fatores ambientais, a temperatura da água certamente é o que mais influencia organismos de diferentes ecossistemas marinhos (Laevaustu, 1993).

A elevação da temperatura da água do mar promoverá, certamente, alterações importantes na composição específica e na conseqüente dinâmica dos ecossistemas marinhos, com efeitos extremamente difíceis de prever. O equilíbrio existente entre as diversas espécies integrantes de um determinado ecossistema será alterado em função de suas respectivas tolerâncias a diferentes temperaturas, conduzindo o mesmo a uma nova condição de equilíbrio baseada em diferentes relações entre competidores e, também, entre presas e predadores. As interações interespecíficas na teia alimentar marinha, porém, são bastante complexas, tornando praticamente impossível prever variações de abundância entre as diversas espécies (Benincá, 2008).

O mapa de distribuição geográfica de uma parte significativa da biota aquática será, portanto, redesenhado, com conseqüências extremamente relevantes para a biodiversidade e para a atividade pesqueira. Algumas espécies se tornarão mais abundantes em áreas onde antes eram escassas, enquanto

outras diminuirão ou desaparecerão. No entanto, a tendência predominante e devida ao estresse associado a essas mudanças será de perda ou alteração de biodiversidade e possivelmente, acentuada. De qualquer forma, as respostas das diferentes espécies – a exemplo das eurióicas, generalistas, que apresentam ampla distribuição, e estenóicas, que vivem em um único tipo de ambiente – frente às mudanças do ambiente estarão diretamente associadas a suas capacidades de tolerância —, a adaptabilidade a novas condições ambientais – e, também, claro, à velocidade em que elas ocorrerem.

Composições fito e zooplanctônicas poderão sofrer alterações significativas, com possível aumento na intensidade e floração de, por exemplo, algas nocivas (Van de Waal, 2011), em particular nas regiões costeiras sujeitas a grau maior de eutrofização. Em consequência das possíveis alterações no plâncton, os processos de desenvolvimento larval de diversas espécies poderão ser diretamente afetados, seja em razão do aumento na incidência de doenças e parasitas, seja pela redução na disponibilidade de organismos forrageiros, decorrente das variações na abundância e composição planctônica.

Além disso, temperaturas mais elevadas poderão causar a desconexão entre espaço e tempo nos processos reprodutivos, antecipando, por exemplo, o período de desova, e fazendo com que o mesmo ocorra fora de fase, coincidindo com o pico de disponibilidade de organismos forrageiros, e em áreas diversas daquelas tradicionalmente utilizadas, como as mais distantes da costa onde a sobrevivência larval poderá ficar comprometida.

As comunidades coralíneas, por sua vez, sofrerão não apenas com a alteração na temperatura, mas também, com o processo de acidificação associado ao aumento na concentração de CO₂, favorecendo assim, o desenvolvimento de corais em regiões antes não ocupadas pelos mesmos e restringindo sua presença em ecossistemas onde se encontram atualmente presentes. Considerando-se, contudo, o tempo de desenvolvimento bastante lento dessas comunidades, é provável que o impacto no curto prazo seja muito mais negativo do que positivo.

Além disso, as novas áreas em que as condições de temperatura poderão eventualmente ser favoráveis ao desenvolvimento de corais poderão não apresentar outras variáveis adequadas ao crescimento desses organismos, como por exemplo, transparência da água. Temperaturas da água do mar mais elevadas também reduzem a solubilidade e a consequente disponibilidade do oxigênio, contribuindo para o branqueamento dos corais.

Os organismos coralíneos possuem uma alga simbiótica – as zooxantelas –, da qual dependem diretamente seus processos nutritivos. Por razões ainda não muito bem compreendidas, mas aparentemente associadas à elevação da temperatura, os corais eventualmente expelem suas zooxantelas, embranquecem e morrem. Para dar uma ideia do possível impacto desse fenômeno, em 2002 mais da metade dos 40 mil km² da grande barreira de corais australiana sofreu algum grau de branqueamento (Stone, 2007).

A consequência desses processos, associados a outros fatores contributivos para a perda de qualidade do ecossistema marinho, como a poluição oriunda dos continentes e o aumento da quantidade de material em suspensão, tem sido a progressiva redução das áreas cobertas por corais em todo o mundo, tendência essa que deverá se acentuar substancialmente com o agravamento do aquecimento global.

O impacto negativo do aquecimento do planeta sobre essas comunidades seriam, ademais, potencializados ao longo dos diversos níveis tróficos em razão do grande número de espécies que dependem desses ecossistemas para abrigo, reprodução e alimentação. As consequências sobre os processos de recrutamento de espécies capturadas comercialmente poderão ser catastróficas, com graves prejuízos, não somente para a biodiversidade, mas também para a segurança alimentar de inúmeras comunidades costeiras em todo o mundo, principalmente nos pequenos países insulares em desenvolvimento, muitos dos quais dependem diretamente desses ecossistemas para sua subsistência, diretamente por conta de sua atividade pesqueira e, indiretamente, como resultado do turismo.

Além dos efeitos do aquecimento oceânico diretamente sobre os processos reprodutivos e de recrutamento, nas relações entre presa e predador e, na consequente distribuição geográfica das diversas espécies integrantes da biota aquática conforme acima discutido, o aumento de temperatura poderá causar outros impactos menos evidentes. Tais são os casos de alterações como as de proporções sexuais em diversas espécies, como em tartarugas marinhas, já que a ocorrência desse fenômeno durante o processo de desenvolvimento embrionário tende a expandir a população de fêmeas. Porém, nesse caso específico, a estratégia reprodutiva dos machos parece ser capaz de compensar proporções sexuais diferentes das observadas ao nascimento, mesmo em situações com uma forte predominância de fêmeas (Wright *et al.*, 2012).

Inexoravelmente, as possíveis alterações na biota marinha, decorrentes do aquecimento global, provocarão impactos importantes e diretos sobre a atividade pesqueira, tanto costeira como oceânica. A seguir, discute-se neste capítulo, alguns efeitos diretos de alterações ambientais importantes sobre a pesca oceânica de grandes peixes pelágicos, mesmo que temporárias e associadas de uma maneira geral à variabilidade climática global provocada pelo fenômeno de *El Niño*.

4.4.2.2 EVENTUAIS IMPACTOS SOBRE RECURSOS PESQUEIROS

No ecossistema pelágico oceânico, a pesca é provavelmente a única atividade humana que poderá sofrer diretamente os impactos das alterações nas características desse ambiente provocadas por mudanças climáticas no planeta Terra. Entre os tipos de pesca desenvolvidos em mar aberto, o de atum e de espécies afins certamente serão os mais atingidos. Isso se dará, em decorrência de sua vasta abrangência espacial, uma vez que a mesma é praticada nos oceanos Atlântico, Pacífico e Índico, e também, por conta dos elevados valores que esses produtos atingem no mercado mundial de pescados.

Esse tipo de pesca apresenta como característica principal variação bem definida no tempo e no espaço, diretamente associada à forte variabilidade das condições do ambiente pelágico oceânico (Fonteneau, 1998a, 1998b). É a heterogeneidade da relação entre essas variáveis, característica desse ecossistema, que condiciona a concentração das diferentes espécies em um determinado setor e época do ano, onde e quando as condições oceanográficas são favoráveis ao crescimento, reprodução e alimentação desses importantes recursos pesqueiros (Fonteneau, 1998b; Travassos, 1999a).

Estudos realizados sobre as principais espécies de atuns capturadas por diversas artes de pesca no Oceano Atlântico comprovaram que as mudanças climáticas têm afetado não apenas o recrutamento dessas espécies, mas igualmente sua distribuição e abundância e, em consequência, suas capturas (Cayré e Brown, 1986; Fonteneau e Roy, 1987; Lehodey *et al.*, 1997; Marsac, 1992; Travassos, 1999a).

Embora os atuns e outras espécies de grandes peixes pelágicos, como alguns tubarões, sejam espécies euritéricas⁵ (Block e Stevens, 2001), a temperatura da água exerce grande influência em suas distribuição e abundância. Entretanto, se as variações da relação entre espaço e tempos das principais espécies de atuns são relativamente bem conhecidas e associadas, em grande parte, ao ciclo anual da TSM, outros fatores oceanográficos apresentam também um efeito importante sobre as capturas das mesmas. Entre esses parâmetros, é provavelmente a estrutura da termoclina – o conjunto de profundidades do topo e da base, espessura e gradiente térmico – o mais importante para a pesca – principalmente, para aquela que é praticada por espinhel.

Alterações importantes em TSM e na estrutura da termoclina podem influenciar diretamente o comportamento dessas espécies, promovendo mudanças nos seus padrões de distribuição e abundância, com efeitos diretos na atividade pesqueira.

As mudanças de TSM também afetarão a estrutura e a posição geográfica das frentes termohalinas. Essas últimas têm um marcado papel na distribuição do atum e em sua pesca (Sund, 1981; Olson *et al.*, 1994). A afinidade entre várias de suas espécies e as frentes são muito claras no Sul do Brasil, particularmente pela influencia exercida pela convergência subtropical (Schroeder e Castello, 2007). Um exemplo dessa relação foi observado na porção tropical do Oceano Atlântico, no Golfo da Guiné, em decorrência de importante anomalia climática que ocorreu em 1984 (Piton, 1985; Hisard *et al.*, 1986; Philander, 1986). De acordo com Fonteneau e Roy (1987), a área adjacente ao Cabo Lopez, no Gabão e localizado no Sudeste do Golfo da Guiné, é tradicionalmente conhecida como importante zona de pesca de atum com rede de cerco, cujas capturas anuais variam de 10.000 toneladas (t) a 20.000 t de bonito listrado ou *Katsuwonus pelamis*, juvenis de albacora laje ou *Thunnus albacares* e albacora bandolim ou *Thunnus obesus*.

Ainda segundo esses autores, essas capturas elevadas decorrem de condições oceanográficas favoráveis, vigentes de maio a setembro principalmente, no que se refere à presença de uma frente termohalina. Trata-se da frente de Cabo Lopez, que separa as águas quentes da Baía de Biafra, mais ao Norte, das frias das ressurgências costeiras do Gabão, e que favorece a formação e a concentração de cardumes de atum e suas capturas nessa época do ano.

Com as fortes alterações ambientais registradas em 1984, foram observadas anomalias de TSM de até 4 °C acima da média climatológica para a região, assim como ausência total de ressurgência, fenômeno responsável pelo enriquecimento biológico dessa zona e pela formação de frentes termohalinas.

Dessa forma, nenhuma das condições que se acreditava responsáveis por promover elevadas concentrações de atuns e bons resultados nas pescarias estava presente naquele período do ano em Cabo Lopez. Entretanto, as capturas excepcionalmente elevadas de bonito listrado, com uma média de 9,7 t/dia de pesca entre maio e julho, fizeram com que essa espécie contribuísse em 70% da captura total, índice bastante elevado e jamais registrado nessa pescaria. Isso demonstrou que, ao menos para essa espécie, outros fatores ambientais e também biológicos interferiram para promover forte abundância da mesma naquele setor (Fonteneau e Roy, 1987).

Juntas, as capturas das albacoras laje e bandolim, por sua vez, foram bem mais baixas – da ordem de 2,8 t/dia de pesca. Não se sabe ao certo o que promoveu essa elevada captura do bonito listrado, em detrimento de duas outras espécies. Mas, sua migração de para Cabo Lopez, independente das condições ambientais vigentes, pode ter sido determinada por fatores como o aporte de nutrientes de rios decorrentes das fortes chuvas que ocorreram no período ao promoverem, além de enriquecimento biológico nesse ambiente, uma quantidade maior de objetos flutuantes trazidos pelos referidos cursos d'água – como troncos, que agregam e facilitam a captura de atuns – e a memória genética da população (Fonteneau e Roy, 1987).

Entretanto, nem sempre os efeitos das mudanças no ambiente pelágico oceânico são favoráveis à atividade pesqueira. Analisando as anomalias da TSM no Atlântico Sul e a distribuição da relação entre espaço e tempo para albacora branca – a *Thunnus alalunga*, uma espécie de atum de águas temperadas –, Travassos (1999b) observou que embora fortes, as primeiras observadas na área de desova ao largo da costa brasileira, não tenham interferido na migração reprodutiva da espécie, provocaram quedas importantes nos rendimentos da pesca.

Tanto a migração de reprodução da albacora branca no Atlântico Sul⁶ como a sua migração trófica de retorno às áreas de alimentação em latitudes elevadas após a desova são efetuadas de forma sincronizada com as estações do ano (Travassos, 1999b). Ao contrário das espécies tropicais de atuns – como o bonito listrado e as albacoras laje e bandolim –, que se reproduzem com maior frequência,

⁵ Espécies que possuem a capacidade de regular sua temperatura corpórea através de processos fisiológicos e comportamentais com certo grau de independência da temperatura da água do mar e ampliando a abrangência espacial de seu *habitat* nos oceanos.

dependendo das condições do ambiente – caso do comportamento oportunista –, a albacora branca só realiza sua reprodução uma vez por ano, em áreas e épocas bem definidas, onde e quando as condições ambientais são favoráveis à desova (Cury, 1994, 1995). Isso implica periodicidade regular desses deslocamentos de larga escala, cujo início provavelmente está associado a um estímulo externo que, em princípio, deve apresentar também essa mesma periodicidade (Cayré, 1990).

Considerando-se que esse estímulo seja a temperatura da água do mar, cujas variações sazonais podem ser acompanhadas pelos deslocamentos de isotermas, a ocorrência de anomalias positivas ou negativas de TSM poderia provocar avanço ou atraso no início das migrações transoceânicas da albacora branca (Travassos, 1999b), conforme na Figura 4.24. No caso da migração reprodutiva, seu início ocorre normalmente a partir de agosto para setembro no Sul da África, mais precisamente na costa da Namíbia e na África do Sul, a principal zona de alimentação da albacora branca. Concentrações importantes da espécie podem ser observadas na área de desova, ao largo da costa brasileira, já a partir de outubro e até fevereiro, quando a temperatura da água na região é adequada à desova.

Entretanto, ao analisar as mudanças ambientais e a distribuição da relação entre espaço e tempo para a espécie – quanto a capturas e índices de abundância – no Atlântico Sul, Travassos (1999b) constatou que, mesmo as mais fortes anomalias de TSM registradas no Sul da África – em 1973, 1984 e 1987 – não provocaram alterações na migração reprodutiva da espécie em direção à costa do Brasil, que se iniciou sempre de agosto para setembro. As concentrações na zona tradicional de desova de outubro a fevereiro também foram observadas, apesar das fortes anomalias positivas de TSM registradas.

Era de se esperar que essas anomalias provocassem mudanças no processo migratório da espécie em busca de outras áreas onde as condições ambientais fossem mais favoráveis a sua desova. Entretanto, nenhuma captura anormal da espécie em outras zonas de pesca do Sul do Oceano Atlântico foi observada que pudesse confirmar tais mudanças. Esses resultados mostraram que a albacora branca apresenta um comportamento obstinado, que consiste em retornar ao local de nascimento para se reproduzir – o chamado *homing* (Cury, 1994) –, independentemente das condições ambientais vigentes no seu *habitat* (Travassos, 1999), conforme representado na Figura 4.24. Porém, se a espécie está sempre presente na área e na época da desova ao largo da costa brasileira, como explicar as quedas nas capturas da albacora branca quando da ocorrência de fortes anomalias positivas da TSM no momento da reprodução

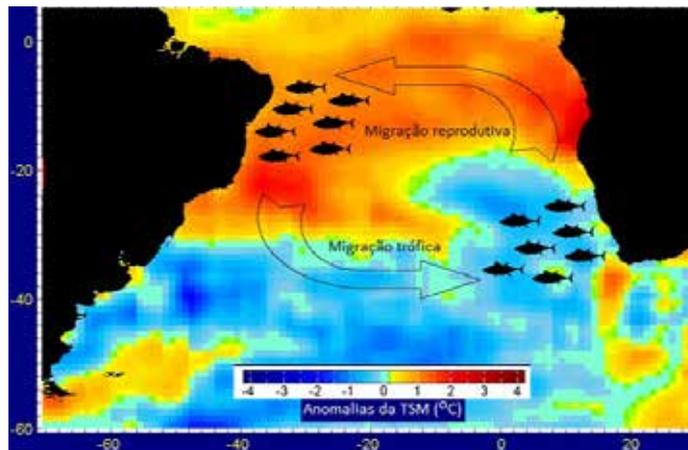
O Sudoeste da porção tropical do Oceano Atlântico ao largo da costa brasileira é uma conhecida zona de pesca da espécie, em decorrência da elevada concentração reprodutiva que ocorre de outubro a fevereiro entre Recife e Rio de Janeiro e que está diretamente associada às temperaturas adequadas à desova e ao desenvolvimento de larvas (Bard, 1988). Nessa área, as condições térmicas de superfície e subsuperfície são relativamente estáveis ao longo do ano, de maneira geral.

Entretanto, aquecimentos anômalos importantes, superiores a 2 °C, foram registrados durante o período de desova da espécie durante a primavera e o verão de 1972 para 1973, de 1973 para 1974 e de 1987 para 1988 (Travassos, 1999a, 1998b), associados ao fenômeno *El Niño* registrado de 1972 para 1973 e de 1986 para 1987 (Rebert e Donguy, 1988; Nicholson, 1997)⁷.

Estudando os efeitos das alterações ambientais sobre a pesca da albacora branca no Sul do Oceano Atlântico, Travassos (1999b) observou que a ocorrência dessas fortes anomalias positivas da TSM foram as responsáveis pelas quedas nos rendimentos da pesca durante esses períodos.

⁶ A *International Commission for the Conservation of Atlantic Tuna (ICCAT)*, organização regional para o ordenamento pesqueiro responsável pela gestão da pesca e conservação das espécies de atum no Oceano Atlântico, considera a existência de três estoques: o do Mar Mediterrâneo, o do Atlântico Norte e o do Sul do Atlântico. Esses últimos estão separados pela latitude de 5° N.

Figura 4.24. Esquema representativo das migrações da albacora branca no Sul do Oceano Atlântico, independente das anomalias da temperatura da superfície do mar.



Fonte: Travassos, 1999.

É preciso, contudo, conhecer um pouco da ecologia da espécie para melhor se entender como essas alterações ambientais provocaram efeito negativo sobre as capturas da espécie ao largo do Brasil, sem interferir em sua migração. Sendo uma espécie temperada, a preferência térmica – faixa de temperatura ótima – da albacora branca é por águas com temperaturas entre 15 °C e 20 °C, embora sua tolerância seja bem mais ampla, suportando variações de 7 °C a 25 °C (Boyce *et al.*, 2008). Portanto, quando a espécie se encontra nadando em águas quentes da camada de mistura – >25°C – da zona tropical para se reproduzir, sua temperatura corpórea tende a aumentar significativamente acima dos níveis tolerados pela espécie, causando um desconforto térmico, como ilustrado na Figura 4.25.

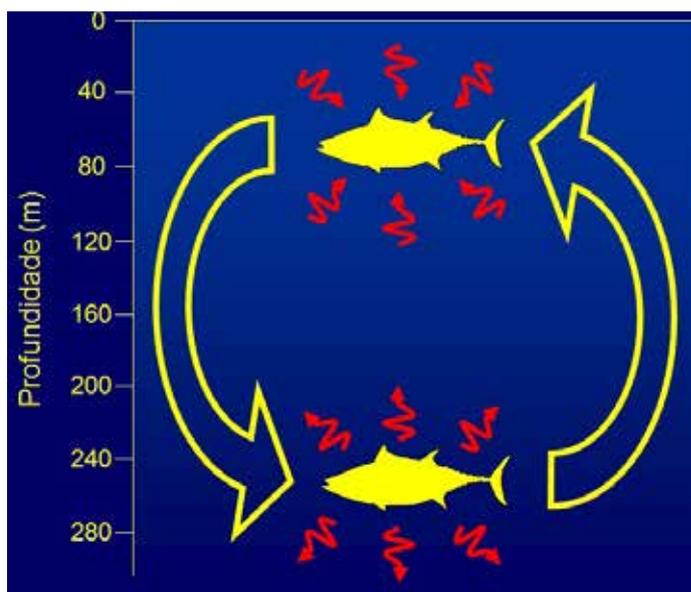
Se em águas frias a albacora branca recorre à termorregulação fisiológica, regulando a eficiência de seu sistema trocador de calor⁸ para aumentar e manter sua temperatura corpórea em níveis fisiológicos aceitáveis, em águas quentes superficiais a espécie utiliza a modalidade comportamental, mergulhando para águas frias a fim de dissipar o excesso de calor absorvido (Graham e Dickson, 1981), conforme se observa na Figura 4.25.

Nesse contexto, a migração da albacora branca para zonas tropicais visa exclusivamente atender às necessidades térmicas de ovos e larvas, cuja sobrevivência e desenvolvimento dependem diretamente da temperatura da água do mar, que deve se situar acima de 24°C para se garantir o sucesso da desova (Schaefer, 2001).

⁷ Embora o *El Niño* de 1982 a 1983 tenha sido considerado mais forte que esses – com força cinco, segundo Rebert e Donguy, 1988 –, anomalias positivas da TSM associadas a ele só foram observadas na área de desova da albacora branca a partir de fevereiro de 1984, já no fim do período de reprodução da espécie, não apresentando, portanto, influência nos resultados de pesca da espécie. Os efeitos decorrentes desse *El Niño* na porção tropical do Oceano Atlântico foram muito intensos do lado Leste da bacia, no interior do Golfo de Guiné, promovendo alterações ambientais muito mais severas no primeiro semestre de 1984, conforme mencionado acima (Fonteneau e Roy, 1987).

⁸ Sistema de vasos sanguíneos – conjunto de artérias e veias – dispostos em contracorrente, permitindo a troca de calor entre eles (Graham e Dickson, 2001).

Figura 4.25. Esquema representativo da termorregulação da albacora branca através de deslocamentos verticais entre as camadas superficiais – quentes – e profundas – frias – dos oceanos tropicais.



Fonte: Travassos, 1999.

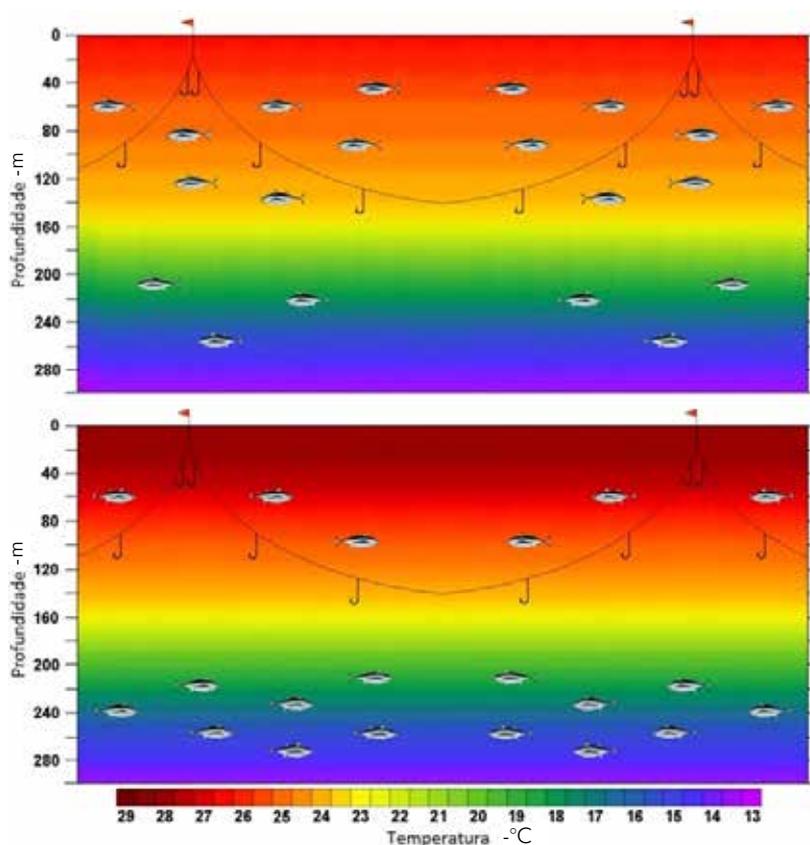
Em decorrência dessas necessidades, a desova da espécie ocorre na camada de mistura, acima da termoclina, onde a temperatura da água é elevada. Temperaturas acima de 25 °C da camada de mistura, associadas à própria atividade metabólica da reprodução, vão produzir um excesso de calor corporal que é necessário eliminar (Travassos, 1999b). Conforme mencionado acima, a albacora branca recorre aos deslocamentos verticais (Lauris *et al.*, 1980) entre as camadas que se situam acima – águas quentes >25 °C – e abaixo da termoclina – águas frias <15 °C –, para dissipar o excesso de calor adquirido.

Em condições normais, sem aquecimento atípico da camada superficial do oceano, a espécie consegue permanecer mais tempo nos primeiros 100 metros de profundidade para efetuar sua desova. Como os anzóis do espinhel pelágico, empregado nas capturas da espécie, se distribuem também nessa faixa de profundidade (Travassos, 1999b), os rendimentos da pesca são elevados.

Entretanto, durante a ocorrência de fortes anomalias positivas da TSM, a espécie é forçada a realizar com maior frequência esses deslocamentos verticais, permanecendo mais tempo nas camadas mais profundas, de águas frias, abaixo da termoclina e fora do alcance dos anzóis do espinhel. Assim, ela dissipando o excesso de calor corpóreo, o que explica quedas em sua captura, conforme ilustra a Figura 4.26.

É importante salientar, entretanto, que se as anomalias positivas afetam negativamente a atividade reprodutiva dos adultos da espécie, é provável que, em decorrência de necessidades térmicas de ovos e larvas, um aumento na temperatura da água favoreça a sobrevivência e o desenvolvimento larval, garantindo o sucesso da desova. Esses aspectos precisam ser mais bem estudados – inclusive, os possíveis efeitos negativos de quedas na temperatura da água.

Figura 4.26. Esquema representativo da distribuição vertical do espinhel e da albacora branca mostrando mudanças na concentração termobatimétrica da espécie.



Obs.: em condições ambientais normais – acima – e durante a ocorrência de anomalias positivas da TSM – abaixo.

Fonte: Travassos, 1999.

As prováveis modificações que possam vir a ocorrer no regime de correntes marinhas em decorrência das mudanças climáticas globais (Herr e Galland, 2009) são outra questão ambiental, não menos importante. Caso essas alterações envolvam a Corrente Sul Equatorial (CSE) do Oceano Atlântico, certamente transformações relevantes também ocorrerão na delimitação setentrional da área de desova da albacora branca no Sul desse oceano.

Ao se aproximar da costa brasileira entre 5° S e 10° S, a CSE se bifurca, formando a Corrente Norte do Brasil (CNB), que se desloca ao longo da costa do Nordeste e Norte do País em direção ao mar do Caribe, e a Corrente do Brasil (CB), que segue para o Sul e se encontra com águas da Corrente das Malvinas em torno da latitude de 36° S (Francisco e Silveira, 2004). Tal bifurcação desempenha papel ecológico de grande relevância para a albacora branca, definindo o limite norte de sua zona de reprodução (Travassos, 1999b).

Caso a desova ocorra acima desse limite, as larvas serão transportadas pela CNB em direção ao hemisfério Norte, alimentando assim nessa área, o estoque de albacora branca.

Para que a atividade reprodutiva da espécie alcance seu objetivo de manter a biomassa do estoque do Sul, a desova deve ocorrer igualmente ao Sul dessa bifurcação, cujas águas serão transportadas na mesma direção através da CB, que também desempenha importante papel ecológico para a albacora branca ao transportar suas larvas de uma zona extremamente oligotrófica, onde ocorre desova, para zonas ricas em alimento em latitudes mais elevadas (Travassos, 1999b).

Alterações nesse regime de correntes associadas às mudanças climáticas, certamente causariam efeito

negativo sobre a atividade reprodutiva da albacora branca, principalmente no que se refere a delimitação de sua área de desova e ao transporte de suas larvas para zonas ricas em alimento no Sul do Oceano Atlântico.

Outro exemplo da influência das variações climáticas na pesca de grandes peixes pelágicos pode ser observado para o espadarte ou *Xiphias gladius*. Estudando a ecologia dessa espécie no Sul do Atlântico, Hazin (2006) observou decréscimo importante nos valores de captura por unidade de esforço de pesca (CPUE) em áreas com anomalias positivas de TSM acima de 1 °C. Segundo o autor, essa queda estaria relacionada diretamente aos deslocamentos horizontais e verticais que a espécie realiza em busca de condições termicamente favoráveis, alterando suas distribuição e abundância e, portanto, os rendimentos da pesca.

Hazin e Erzini (2008) observaram que as anomalias de TSM parecem influenciar apenas os jovens, em função de serem mais termodependentes do ambiente e, portanto, mais vulneráveis a tais alterações. Esses mesmos autores identificaram que jovens da espécie – < 125 cm de comprimento MIF⁹ – apresentam distribuição vertical e horizontal bastante restrita, com temperatura da água acima de 25°C, e se localizam em áreas tropicais próximas à costa e de bancos e ilhas oceânicas, consideradas ideais para alimentação e desenvolvimento. Esses autores observaram também que indivíduos entre 130 e 170 cm de comprimento utilizam a zona oceânica equatorial do Oceano Atlântico para amadurecimento gonadal, antes de migrarem para fins reprodutivos e tróficos na direção de latitudes elevadas (Amorim e Arfelli, 1979; Arfelli *et al.*, 1997; Hazin e Erzini, 2008).

Entretanto, os efeitos da elevação de temperatura dos oceanos sobre os diferentes representantes de vida marinha não se restringem apenas a suas distribuição e abundância. Diversos aspectos da biologia das diferentes espécies são afetados, em maior ou menor grau. Mudanças importantes nas taxas de crescimento de mortalidade natural, no tamanho de primeira maturação sexual e fecundidade, no recrutamento, nos deslocamentos para fins reprodutivos, assim como na esperança de vida e na produção de biomassa dos seus estoques, têm sido reportadas para diferentes espécies de regiões polares, temperadas e tropicais (Roessig *et al.*, 2004).

Embora realizado em zona estuarina, o trabalho de Schroeder e Castello (2010), abordando efeitos das mudanças climáticas sobre os recursos pesqueiros da Lagoa dos Patos, no Estado do Rio Grande do Sul, evidencia também suas consequências, positivas e negativas, tais como o aumento da temperatura da água sobre diversos aspectos da biologia das principais espécies capturadas na região.

No caso da maricultura, algumas atividades poderão ser beneficiadas, enquanto outras, prejudicadas, pelo aquecimento marinho. Espécies como o mexilhão ou *Perna perna*, nativo de águas brasileiras e cultivado na costa sudeste do País, poderão ter sua taxa de crescimento elevada e, área favorável ao cultivo, expandida. Outras – como é o caso da ostra japonesa ou *Crassostrea gigas*, adaptada a águas mais frias –, poderão ter seu cultivo comprometido (CGEE, 2007).

No caso da carcinicultura – a criação de camarões em viveiros – do *Litopenaeus vannamei*, praticada principalmente na costa nordestina, o aquecimento da temperatura poderá, tanto beneficiar a atividade a partir da aceleração do crescimento e abreviação do ciclo de cultivo, como acarretar prejuízos decorrentes de uma maior incidência de doenças. Isso se daria, por conta da proliferação facilitada de microorganismos patológicos em águas mais quentes, associada a nível maior de estresse ao qual os camarões estariam submetidos devido a aumento de taxa metabólica e redução do grau de solubilidade do oxigênio dissolvido.

Nesse contexto, a produtividade da atividade pesqueira, tanto da pesca como da aquicultura, tem sido e será cada vez mais afetada em diversas partes do mundo por causa das alterações no ambiente oceânico decorrentes de mudanças climáticas. Essas últimas acarretam efeitos negativos para a atividade, na maioria das vezes e conforme descrito no item seguinte.

O monitoramento ambiental dos oceanos, portanto, associado a um melhor conhecimento das respostas dos organismos marinhos aos efeitos de mudanças climáticas poderão, certamente, ajudar na tomada de decisões e na adoção de medidas que contribuam para minimizar tais efeitos.

4.4.3 ESTRATÉGIA DE ADAPTAÇÃO

As alterações ambientais nos oceanos decorrentes de mudanças climáticas têm, em maior ou menor grau, afetado os organismos marinhos e, portanto, a atividade pesqueira. Estudos realizados sobre os efeitos das mesmas sobre a distribuição de organismos marinhos têm demonstrado que peixes e invertebrados tendem a se deslocar para latitudes elevadas e camadas oceânicas mais profundas em resposta a alterações no ambiente em que vivem, principalmente no se refere ao aumento de temperatura da água (Perry *et al.*, 2005; Dulvy *et al.*, 2008).

Um estudo realizado por Cheung *et al.* (2009) demonstrou que as mudanças climáticas podem promover redistribuição em larga escala do potencial de captura de várias espécies, com aumento de 30% a 70% em regiões de altas latitudes e quedas acima de 40% nos trópicos, conforme representado na Figura 4.27 neste capítulo. Os autores se basearam em dois cenários climáticos distintos para as projeções de seus modelos: o primeiro, de elevada emissão de GEEs e concentração de CO₂ de 720 partes por milhão (ppm) em 2100 – denominado Cenário 1 –, e o outro, de baixa emissão de gases – da ordem de 365 ppm – e nível de concentração de CO₂ no ano 2000, intitulado Cenário 2.

Os resultados desse trabalho mostraram que, embora o potencial máximo de captura (PMC) global não tenha praticamente se alterado entre 2005 e 2055 – variação de 1% na escala temporal definida para as projeções –, as mudanças climáticas poderão promover modificações importantes na distribuição espacial do PMC, principalmente entre regiões tropicais e temperadas.

De maneira geral, boa parte das zonas costeiras tendeu a ter seu PMC reduzido em 15% a 50%, com queda ainda maior no entorno da Antártida – acima de 50% –, quando se considerou o cenário 1. Por outro lado, aumento em mais de 50% do PMC poderá ser observado nas latitudes elevadas, com maior evidência nas zonas ao Norte dos oceanos Pacífico e Atlântico e, também, no Austral, no entorno da latitude de 50° S, conforme ilustrado na Figura 4.27 neste capítulo.

Os resultados por faixas de latitude no Oceano Atlântico mostraram que as perdas e ganhos de PMC nas latitudes tropicais serão da ordem de 10%, como mostrado à a Figura 4.28, mas podem chegar a valores entre 15% e 50% do lado oeste tropical, ao largo da costa brasileira. Nos três oceanos, as zonas costeiras sobre a plataforma continental, são as que sofrerão os maiores impactos, com reduções de PMC entre 50° N e 50° S, chegando até a 25% no equador, como representado na Figura 4.29.

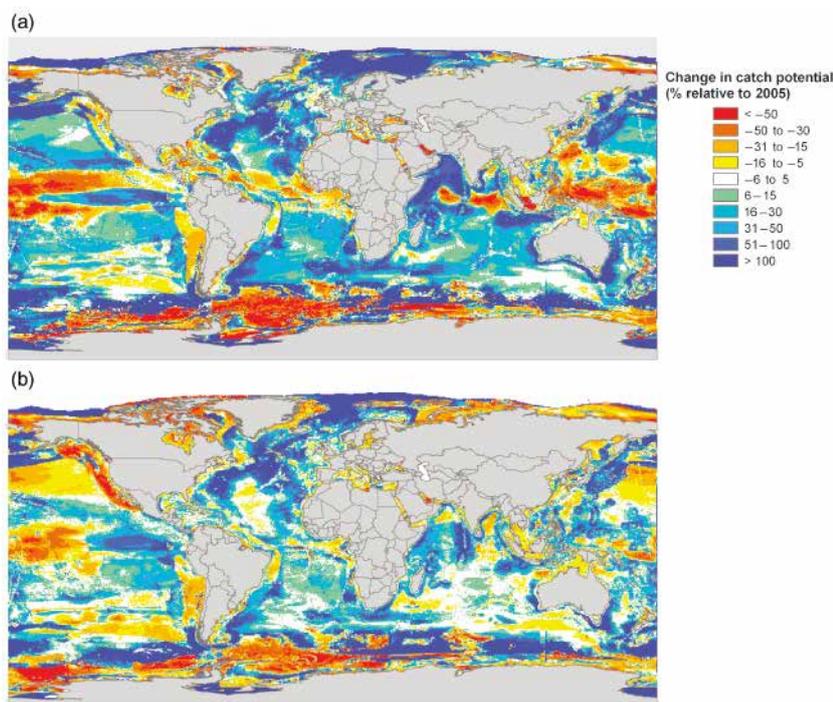
A análise de PMC por Zona Econômica Exclusiva (ZEE) mostrou, novamente, ampliação para alguns países situados em altas latitudes enquanto que, para a maioria daqueles localizados em zonas tropicais e subtropicais, acusou decréscimo.

Entre os 20 países com maiores índices de potencial de capturas na ZEE em 2000, a Rússia e os Estados Unidos, mais precisamente no Alasca, apresentaram aumento de cerca de 20% no Oceano Pacífico, enquanto nações como a Islândia e a Noruega, no Oceano Atlântico, exibiram avanço de 18% e 45%, respectivamente, entre 2005 e 2055, sob o cenário de elevada emissão de GEEs, como representado na Figura 4.30.

⁹ MIF - Medida entre a extremidade da mandíbula inferior até a furca da nadadeira caudal.

Os países tropicais e subtropicais, por sua vez, acusaram as maiores quedas – caso da Indonésia, por exemplo – para esse mesmo cenário, com o Brasil diminuindo em 6% seu PMC até 2055. Tais resultados mostram que mudanças climáticas podem ter impacto considerável sobre a redistribuição espacial de PMC, em grande medida associado aos deslocamentos de diferentes espécies, provocados pelo aquecimento das águas oceânicas. Um possível exemplo desse fenômeno pode ser encontrado no crescente nível de abundância relativa de atum azul no Golfo de Saint Lawrence, no Canadá, nos últimos anos (Vanderlaan, 2011), apesar da condição de *superexploração* de seu estoque e de tendências estáveis ou declinantes de captura, ao longo da última década, a exemplo do que se deu no Golfo do México.

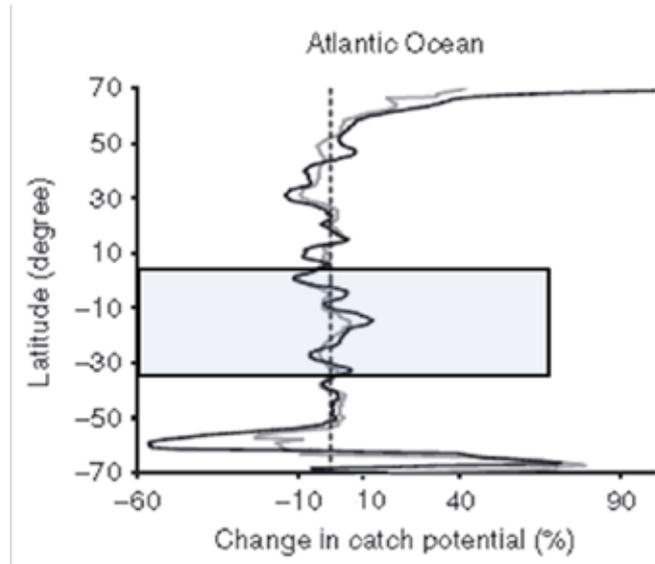
Figura 4.27. Variação do potencial máximo de captura em 2055 em relação a 2005, em diferentes cenários de mudanças climáticas.



Obs.: (a) elevada emissão de GEEs – $\text{CO}_2 = 720$ ppm em 2100 – e (b) baixa emissão de GEEs – $\text{CO}_2 = 365$ ppm em 2000.

Fonte: Cheung *et al.*, 2009.

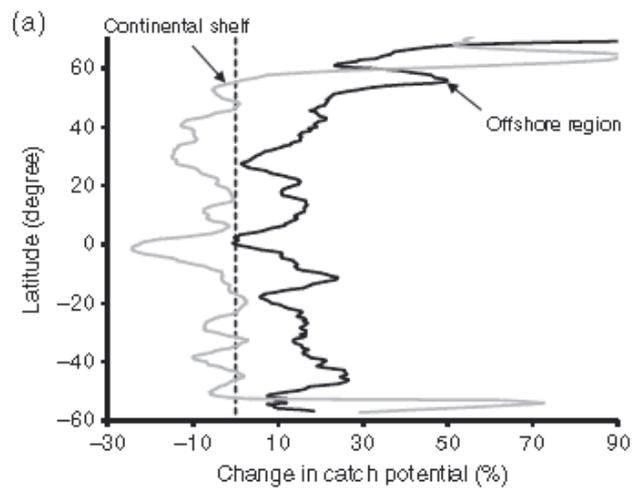
Figura 4.28. Variação latitudinal do potencial máximo de captura de 2005 a 2055, em diferentes cenários de mudanças climáticas.



Obs. Nível elevado de emissões de GEEs: linha preta; baixo: linha cinza. A barra horizontal representa a faixa de latitude onde se situa a costa do Brasil.

Fonte: Cheung *et al.*, 2009.

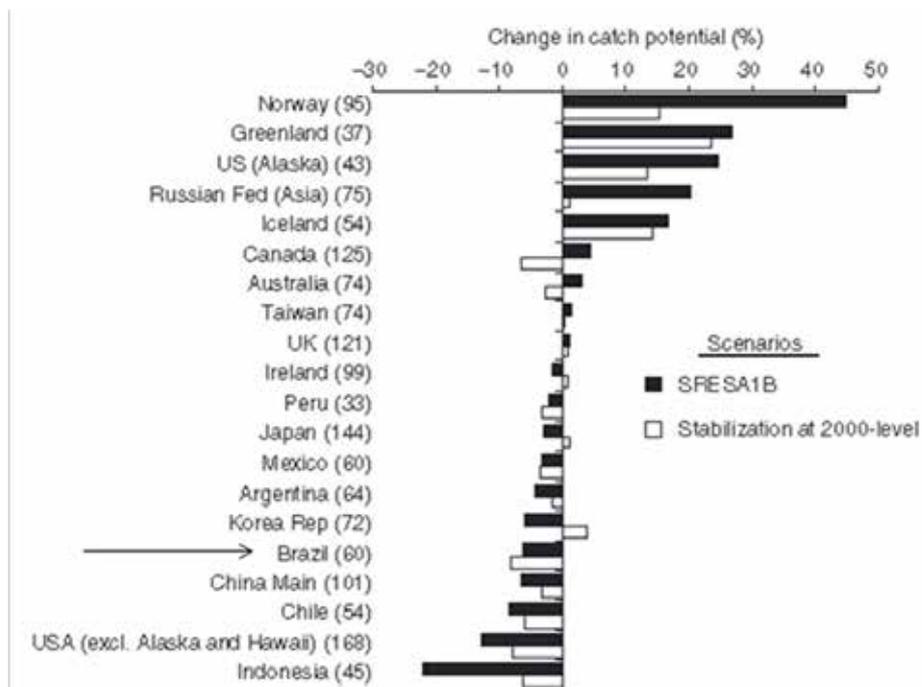
Figura 4.29. Variação latitudinal do potencial máximo de captura de 2005 a 2055, no cenário de elevada emissão de GEEs.



Obs.: Zona oceânica: linha preta. Plataforma continental: linha cinza.

Fonte: Cheung *et al.*, 2009.

Figura 4.30. Variação do potencial máximo de captura de 2005 a 2055 nas 20 Zonas Econômicas Exclusivas mais produtivas – ano 2000.



Obs.: O número entre parênteses representa a quantidade de espécies exploradas incluídas na análise.

Fonte: Cheung *et al.*, 2009.

Nesse contexto, considerando-se o atual cenário de mudanças climáticas e as diferentes projeções realizadas até o final do século XXI, faz-se necessária, a implantação de um sistema de informações climáticas e oceânicas no Brasil, com o objetivo de se acompanhar, de forma contínua, a evolução da relação entre espaço e tempo para diferentes parâmetros ambientais e processos resultantes de interações entre a atmosfera e o oceano. Isso permitirá avaliar com mais eficiência e rapidez, as reações dos organismos marinhos a mudanças climáticas, principalmente no que se refere a seus padrões de distribuição e abundância, com ênfase nos recursos pesqueiros explorados ao largo da costa brasileira, em sua ZEE ou em águas internacionais adjacentes. Um programa de monitoramentos pesqueiro e biológico das principais espécies conhecidas e exploradas pela pesca ao longo da costa brasileira seria complementar a tal sistema.

No caso do ecossistema oceânico, devido ao elevado custo operacional para obtenção de variáveis ambientais *in situ* por prospecção oceanográfica, o uso de sensores remotos orbitais para se estimar parâmetros oceanográficos tem despontado como alternativa extremamente útil, não apenas em razão de sua grande abrangência do ponto de vista da relação entre espaço e tempo, apresentando dados de forma sinótica e diária de vastas zonas oceânicas, mas também pelo custo relativamente baixo de acesso aos dados, muitos dos quais se encontram disponíveis ao público, sem qualquer ônus.

Essa cobertura espacial e temporal é de extrema importância para o acompanhamento da evolução de parâmetros oceanográficos que possam vir a influenciar a biologia populacional e a distribuição e abundância de diversas espécies, incluindo aquelas de interesse para a pesca (Zagaglia, 2003), particularmente em um cenário de mudanças climáticas.

4.4.4 CONCLUSÃO

Muito ainda precisa ser compreendido sobre os efeitos de mudanças climáticas sobre os oceanos e os seres que neles habitam. Principalmente, no que se refere aos recursos pesqueiros, em decorrência de sua importância socioeconômica no mundo.

É certo que, na maioria dos casos, tem se dado ênfase aos efeitos negativos das alterações ambientais provocadas por mudanças climáticas. Considera-se, por exemplo, que o aumento de temperatura e da acidificação da água do mar impactará negativamente os ecossistemas marinhos e, também, a pesca, com a biota marinha sofrendo perdas significativas de diversidade e comprometimentos tão sérios quanto difíceis de prever. Menciona-se, ainda, que a redução potencial de produtividade biológica marinha implicará empobrecimento quantitativo e qualitativo de oceanos, com impactos significativos na atividade pesqueira e, conseqüentemente, na segurança alimentar. Falhas de recrutamento e reduções de abundância dos estoques pesqueiros explorados tenderão a agravar ainda mais, a já delicada situação dos mesmos, com o acirramento da sobrepesca e colocando a atividade frente ao enorme desafio de atender à crescente demanda de alimentos de origem marinha a partir de um potencial produtivo cada vez mais reduzido.

É importante salientar, entretanto, que embora na maioria dos casos, os efeitos das mudanças climáticas apontem para um cenário negativo, há muitas incertezas sobre a questão que precisam ser mais bem avaliadas. Aspectos positivos decorrentes de mudanças no ambiente poderão também ocorrer, conforme relatado acima, endossados por troca estudos que apontam para um aumento da produção pesqueira em algumas regiões em decorrência de alterações nos padrões de distribuição e abundância de algumas espécies, entre outros aspectos de sua biologia.

Nesse contexto, as respostas a tais questões certamente não poderão ser encontradas nem construídas sem a realização de pesquisas que permitam aprofundar os conhecimentos sobre conexões entre a atmosfera e o oceano, principalmente naquilo que se refere a efeitos de mudanças climáticas sobre tal ecossistema e população.

4.5. SISTEMA E SEGURANÇA ALIMENTARES

4.5.1 INTRODUÇÃO

O Sistema Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional (SISAN) é o sistema público criado pela Lei Orgânica de Segurança Alimentar e Nutricional (LOSAN), de nº 11.346/2006 para articular e gerir as políticas públicas de Segurança Alimentar e Nutricional (SAN). Ao exemplo de outros sistemas públicos, o SISAN tem a responsabilidade de articular e promover as relações gerenciais entre todos os entes federados, sendo que todos devem ter como meta comum a realização plena do Direito Humano à Alimentação Adequada (DHAA).

A segurança alimentar e nutricional consiste na realização do direito de todos ao acesso regular e permanente a alimentos de qualidade, em quantidade suficiente, sem comprometer o acesso a outras necessidades essenciais, tendo, como base, práticas alimentares promotoras de saúde que respeitem a diversidade cultural, as quais sejam também, sustentáveis, social, econômica e ambientalmente (LOSAN, art. 3º).

A maioria dos indicadores analisados no Relatório do Conselho Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional (CONSEA), divulgados em 2010, apresentaram avanços importantes na realização do DHAA no País, entre a promulgação da Constituição Federal, em 1988, e os dias atuais. Destaque foi dado, nesse documento ao período iniciado em 2003 e terminado em meados de 2010, no qual o governo colocou em posição central para a agenda governamental, a superação da fome e a promoção da segurança alimentar e nutricional.

No entanto, esse relatório destacou que persistem desafios históricos para a plena realização do DHAA no País, como aqueles colocados pela concentração de terra, por desigualdade de renda, etnia, raça e gênero e, ainda, pela insegurança, alimentar e nutricional, dos povos indígenas e das comunidades tradicionais.

Além disso, novos desafios emergiram na sociedade brasileira, a saber:

- o Brasil é o maior comprador de agrotóxicos do mundo;
- existe risco ainda não mensurável por conta da liberação do uso de sementes transgênicas;
- instalou-se no País, uma epidemia da obesidade; e ainda,
- houve aumento de consumo de alimentos com alto teor de sal, gordura e açúcar (CONSEA, 2010).

Também existem riscos enfrentados pelo setor agropecuário devido a mudanças climáticas iminentes.

No Brasil, estudos foram feitos sobre os impactos de mudanças climáticas sobre a agricultura. Recentemente, Assad *et al.* (2007), Hamada *et al.* (2008), Nobre *et al.* (2005), Pinto *et al.* (2007, 2008) e Zullo Jr. *et al.* (2006, 2011) elaboraram estudos detalhados sobre o futuro da agricultura brasileira em função de cenários previstos para o clima regional. Pinto *et al.* (2008) concluíram que o aquecimento global poderá colocar em risco a produção de diversas culturas agrícolas do País, caso nenhuma medida mitigadora seja realizada, como já informado na Tabela 4.7 deste capítulo. Esse estudo demonstrou que as produções potenciais das culturas analisadas poderão sofrer com maiores deficiência hídrica e/ou temperaturas.

A Tabela 4.7 constante deste capítulo, foi adaptada de Pinto *et al.* (2008) e mostra as possíveis alterações na produção agrícola brasileira em função do aquecimento global. Os resultados foram obtidos por estudos desenvolvidos pela EMBRAPA e pela Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP) a partir do cenário A2 do IPCC.

Tabela 4.7. Alterações futuras nas áreas cultivadas com produtos agrícolas em função do cenário A2 do IPCC.

Cultura	Área potencial atual em km ²	Área potencial em 2020 em km ²	Variação – %
Algodão	4.029.507	3.583.461	-11,07
Arroz	4.168.806	3.764.488	-09,70
Café	395.976	358.446	-09,48
Cana-de-açúcar	619.422	1.609.010	159,76
Feijão	4.137.837	3.957.481	-04,36
Girassol	4.440.650	3.811.838	-14,16
Mandioca	5.169.795	5.006.777	-03,16
Milho	4.381.791	3.856.839	-11,98
Soja	2.790.265	2.132.001	-23,59

Fonte: adaptada de Pinto *et al.*, 2008

A utilização de novas práticas de manejo agrícola tem contribuído para a superação de problemas ocasionados por extremos climáticos, como por exemplo, a defesa contra geadas que incidam sobre o cafezal ou a adoção de cultivares mais tolerantes à seca em culturas não irrigadas. O desenvolvimento de novas tecnologias agrícolas, além da redução na emissão de GEEs, deve promover maior produtividade das culturas. A associação de transformações tecnológicas em sistemas de produção com ações de monitoramento e controle de externalidades, como o desmatamento e o uso pouco eficiente de terra, representa uma possibilidade para se mudar uma tendência global da atividade produtiva. Pode-se admitir que, a agricultura brasileira deixará de ser acusada de ser uma das principais responsáveis pelo aquecimento global e passará a ser considerada uma mitigadora eficaz do problema em um futuro muito próximo.

Numa conjuntura brasileira, marcada pelo aumento da renda familiar, a tendência é de crescimento de demanda por alimentos no País. Contudo, o ritmo de crescimento da produção agrícola, em grande medida destinada à exportação, é muito superior ao daquela destinada ao consumo interno. No período 1990 a 2008, o volume de cana-de-açúcar produzido cresceu 146% e o de soja, 200%; enquanto que o de feijão aumentou 55%; o de arroz, 63%; e o de trigo, 95% (CONSEA, 2010).

A área plantada por grandes monoculturas avançou consideravelmente em relação à ocupada pelos cultivos da agricultura familiar, mais diversificados e com produtos direcionados ao abastecimento interno. Apenas quatro culturas de larga escala – as do milho, soja, cana e algodão – ocupavam, em 1990, quase o dobro da área total de outros 21 cultivos. A monocultura cresceu, não só pela expansão da fronteira agrícola, mas também pela incorporação de áreas destinadas a outros cultivos. A agricultura familiar destina quase a totalidade de sua produção ao mercado interno, contribuindo fortemente para se garantir a segurança alimentar e nutricional dos brasileiros.

Em 2006, os agricultores familiares forneciam 87% da produção nacional de mandioca, 70% da produção de feijão, 46% do milho, 38% do café, 34% do arroz, 21% do trigo, 58% do leite de vaca e de cabra, além de 59% do plantel de suínos, 50% das aves e 30% da criação de bovinos. Fora isso, esse contingente de produtores absorve 75% de toda a população ocupada em estabelecimentos agropecuários no País: 16,5 milhões de pessoas.

O potencial de geração de renda da agricultura familiar se revela no fato de responder por 33% do total das receitas e 38% do valor da produção mesmo dispondo de apenas cerca de 25% da área agricultável total e tendo acesso a 20% do crédito oferecido ao setor. O fortalecimento da agricultura

familiar e do agroextrativismo é estratégico para a soberania e segurança alimentar e nutricional da população (CONSEA, 2010).

Os dados históricos da produção brasileira revelam uma elevada especialização e concentração da produção em poucos estados, o que, somado às dificuldades de infraestrutura e de logística, com grandes perdas para o transporte e a pós colheita, eleva os gastos públicos com despesas de carregamento de grãos e de distribuição aos centros consumidores.

Diante desse quadro, procura-se analisar neste capítulo do RAN1, os possíveis impactos de mudanças climáticas e as perspectivas de adaptação aos mesmos, sob duas vertentes principais de segurança alimentar: os sistemas de produção e de armazenamento, distribuição e acesso aos alimentos. Ainda, sempre que possível, se busca analisar os temas de forma integrada e suas correlações com outros setores como disponibilidade de terra e água, produção de bioenergia, infraestrutura de distribuição e armazenamento.

4.5.2. PRODUÇÃO DE ALIMENTOS E SUA INTERAÇÃO COM MUDANÇAS CLIMÁTICAS

4.5.2.1 CENÁRIOS PARA DEMANDA E OFERTA DE TERRA

Santana *et al.* (2011), no documento intitulado *Foresight Project on Global Food and Farming Futures – Regional case study: Productive capacity of Brazilian agriculture: a long-term perspective*, apresentaram uma caracterização interessante do sistema brasileiro de produção de alimentos, ao realizarem projeções de demandas e analisarem a capacidade do País de atendê-las, considerando inclusive, as projeções de alterações na área potencial futura de diversas culturas realizadas por Pinto *et al.* (2008). Partes de suas conclusões seguem traduzidas a seguir.

Segundo Pinto *et al.* (2008):

(...) a perspectiva de longo prazo da capacidade produtiva agrícola do Brasil é bastante positiva. A produção das culturas selecionadas e de gado de corte deve aumentar substancialmente nos maiores estados produtores durante os próximos 20 anos, sem provocar uma pressão muito forte sobre a expansão de terras, ameaçar a sustentabilidade ambiental e aumentar a perda de recursos de biodiversidade. O panorama da produção doméstica desses produtos aponta na direção de aumentos maiores nesse período, atingido níveis de produção de grãos, cana-de-açúcar, café e gado de corte substancialmente mais altos em 2030 que na média de 2007 a 2009 – ou seja, entre 47% e 68%, dependendo do produto. Ademais, sinaliza que, com exceção do trigo, o crescimento do consumo doméstico desses produtos deverá ser mais do que atendido pelos níveis esperados de produção. O excesso de produção deverá permitir ao país continuar a desempenhar um papel importante nos mercados internacionais de soja, açúcar, café, algodão e carne.

Um aspecto digno de nota por trás desse desempenho é que, sob um cenário de manutenção das tendências de produção do passado, a ‘área líquida’ total necessária para produzir o volume estimado de produção das culturas selecionadas em 2010 a 2030 deveria crescer a uma taxa média anual muito menor que aquela observada em 2000 a 2009, isto é, 1,1% em comparação com 3,3%, respectivamente.

A perspectiva para o crescimento dos níveis de produção com menor pressão sobre a expansão de terras, maior sustentabilidade ambiental e perda limitada de biodiversidade é ainda reforçada por diversos aspectos, incluindo a possibilidade de materialização de um cenário de maior produtividade das culturas. O total de ‘área líquida’ necessária para produzir o volume estimado para as culturas selecionadas no conjunto de 18 estados em 2030 deverá ser de 50 milhões de hectares e 37,5 milhões de hectares, respectivamente, nos cenários um e dois.¹⁰ A diferença entre essas estimativas destaca o efeito poupador de terras – spare-land effect – resultante de produtividades mais elevadas.

A análise aqui realizada acende uma 'luz amarela' que demanda atenção a respeito dos impactos negativos que um eventual aumento nas temperaturas mundiais poderá ter em três culturas importantes para o consumo interno do Brasil e de comércio exterior: trigo, café e soja.

Assim como no trabalho de Santana *et al.* (2011), um consenso parece existir entre aqueles que produzem cenários e projeções de demanda para os itens da agricultura nacional: a de que ela deverá crescer nas próximas décadas, puxada pelas taxas de crescimento dos países emergentes (FAO, 2011; USDA, 2011; MAPA, 2011). Diversos fatores condicionam esse cenário de demanda crescente. Segundo a *Food and Agriculture Organization* (FAO, 2011), os preços internacionais estão em um patamar nunca visto e isso se deve a uma complexa rede de fatores, a saber:

- intempéries climáticas,
- redução dos estoques mundiais de milho, arroz, trigo e soja,
- pressão dos biocombustíveis,
- aumento da renda mundial e da população.

Dados do Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada da Universidade de São Paulo (CEPEA/USP, 2011) indicam que o preço médio nominal do açúcar no biênio 2010 a 2011 foi 108% superior ao preço histórico. Já o preço da arroba do boi foi 63% maior e o da saca de soja, 29%. A mesma tendência de aumento de demanda mundial, acompanhada por patamares elevados para seus valores no mercado, foi projetada pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA, 2011).

Ainda segundo CEPEA/USP (2011), o mercado interno é expressivo para os produtos agropecuários, e o mercado internacional, em particular nos países emergentes, tem apresentado acentuado crescimento do consumo. Países superpopulosos terão dificuldades para atender às demandas devido ao esgotamento de suas áreas agricultáveis. As dificuldades de reposição de estoques mundiais, o acentuado aumento do consumo _ especialmente de grãos como milho, soja e trigo _ e o processo de urbanização em curso no mundo criam condições favoráveis a países que, como o Brasil, têm imenso potencial de produção e tecnologia disponível.

No caso da agricultura, essas projeções são mais bem formuladas para a agricultura voltada para o mercado externo do que para a agricultura de abastecimento interno ou, mesmo, a de produção familiar. Isso, devido às incertezas do processo de inclusão social dos dias atuais e às demandas oriundas desse processo.

Os próximos anos serão ainda caracterizados por um cenário de retração da economia mundial e, por consequência, de redução de demanda por produtos manufaturados. Mesmo assim, o agronegócio brasileiro tem grande potencial de crescimento, puxado principalmente pelos países emergentes e pelo crescimento de demanda interna.

Apesar de se prever que o Brasil deve apresentar, nos próximos anos, forte aumento das exportações, o mercado interno continuará sendo um fator importante de crescimento. Em 2020, 65% da produção de soja deverão ser destinados ao mercado interno e 85% do milho produzido deverão ser consumidos internamente. Haverá, assim, dupla pressão sobre a produção nacional, devido ao crescimento do mercado interno e das exportações do País.

¹⁰ No texto original de Santana *et al.* (2011), traduzido aqui a partir do documento intitulado *Foresight Project on Global Food and Farming Futures - Regional case study: Productive capacity of Brazilian agriculture: a long-term perspective*, seu cenário 1 considera a continuidade das tendências passadas e, o 2, reflete a possibilidade de observação de maiores produções.

No mercado de carnes, também haverá forte pressão exercida pelo consumo interno. Em 2020, serão necessários, para abastecê-lo, 67% do crescimento previsto para a produção de carne de frango, 83% do aumento do volume produzido de carne bovina e de, ainda, 81% no caso da carne suína. Desse modo, embora o Brasil seja um grande exportador de vários desses produtos, o consumo interno é o destino predominante da produção (MAPA, 2011).

A tendência de inclusão tecnológica na agricultura brasileira já pode ser percebida nos dados censitários das últimas décadas (IBGE, 2007). Tanto na agricultura como na pecuária, as séries históricas indicam baixa correlação linear direta entre os aumentos de produção e de área plantada. Ou seja, enquanto se segue acumulando incrementos de produção, não se observa uma incorporação equivalente de novas áreas agrícolas, como mostrado na Figura 4.31 deste capítulo. Isso é visto por alguns especialistas como uma mudança rumo a um patamar mais virtuoso na agricultura nacional.

Figura 4.31. Série histórica da produção de grãos e pecuária e área equivalente.



Fonte: IBGE, 2007.

É necessário ter sempre em conta que os métodos de projeção de demanda não conduzem a resultados perfeitos e que, a chance de erros aumenta à medida que se avança na projeção futura mais distante. Deve-se considerar também, a dinâmica e as mudanças dos mercados, que continuamente oferecem uma gama enorme de fatores aleatórios sem que as projeções consigam captá-los.

As projeções de demanda apresentadas a seguir, se apoiam também em métodos qualitativos que, por sua vez, são baseados no julgamento das entidades de classe com condições de opinar sobre o comportamento futuro da procura. Estas últimas não partem de nenhum modelo matemático, embora possam ser conduzidas de maneira sistemática.

Considerou-se ainda, as projeções de demanda oriundas de métodos quantitativos, baseados em modelos econométricos apoiados em séries históricas para chegarem à previsão futura. Todos os dados estão expressos por unidades de medida de área – ou seja, hectares – e embutem as expectativas dos mercados interno e externo, além de previsões sobre ganhos de produtividade por inovações tecnológicas. As estimativas realizadas pelo MAPA (2011) até 2020 dão conta de que a área total plantada com lavouras deverá evoluir de 62 milhões de hectares, em 2011, para 68 milhões, em 2020, em acréscimo de oito milhões de ha. Essa expansão de área estaria concentrada na soja, com acréscimo de mais 5,3 milhões de hectares, e na cana-de-açúcar que ocuparia adicionais dois milhões de ha.

As previsões feitas pela Associação Brasileira das Indústrias de Óleos Vegetais (Abiove) em 2010 foram mais conservadoras. Previram um crescimento da ordem de quatro milhões de hectares no mesmo período, enquanto que, no mesmo ano, a União da Indústria de Cana-de-Açúcar (Unica) estimou incremento de cinco a seis milhões de hectares de área plantada para atender, principalmente, ao aumento de demanda pelo setor alcooleiro.

A expansão das áreas de soja e cana-de-açúcar deverá ocorrer pela incorporação de novas extensões de terra, e, também, pela substituição de atividades agropecuárias que deverão cedê-las. Com relação

à expansão da produção destinada à indústria de biocombustíveis, é importante mencionar a elaboração do Zoneamento Agroecológico da Cana-de-Açúcar (ZAEcana)¹¹, lançado pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Para tanto, Embrapa e parceiros fizeram o levantamento das áreas aptas para o plantio da cultura, protegendo matas nativas e bacias, visando, também, a preservação da produção alimentar. O milho deverá ter expansão de área por volta de 500 mil hectares e as demais lavouras analisadas manterão ou perderão suas extensões, como seria o caso das culturas de café, arroz e laranja. Para diversas delas, o aumento de produção projetado decorre principalmente de ganhos de produtividade e incorporação tecnológica.

Segundo dados da Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas (ABRAF), também publicados em 2010, o País possui aproximadamente 6,8 milhões de florestas plantadas, que atendem, em boa parte, a demanda da matriz de papel e celulose para os mercados interno e externo. O Plano Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC) apresentou o incentivo às atividades de reflorestamento como uma das metas para se eliminar a perda líquida de área de cobertura florestal no Brasil até 2015, enfocando redução significativa do desmatamento.

Conforme apresentado nesse documento, o intuito é expandir a área de florestas plantadas no Brasil dos atuais 6,5 milhões de hectares para doze milhões de hectares em 2020, sendo dois milhões de hectares com espécies nativas, promovendo o plantio prioritariamente em áreas de pastos degradados, visando à recuperação econômica e ambiental dessas.

Entidades representantes do setor – a ABRAF e a Associação Brasileira de Celulose e Papel (BRACELPA) – preveem crescimento da ordem de 7,5 milhões de hectares para os próximos dez anos.

A despeito dos significativos avanços tecnológicos, imensas porções do território brasileiro foram incorporadas a diversas atividades produtivas, cumprindo assim, sua vocação para produção de biomassa para múltiplos fins. Mais de um terço do território nacional foi incorporado a atividades agropecuárias, perfazendo algo em torno de 320 milhões de hectares (IBGE, 2006). A pecuária se destaca como grande mobilizadora de terras – ~170 milhões ha –, vinculada à prática extensiva e a baixos níveis de produtividade, em desacordo com o potencial das mesmas (Barioni¹², 2011). Segundo dados do último CENSO Agropecuário (IBGE, 2006), as áreas de pecuária cujo índice de lotação – cabeças por hectare – não ultrapassa uma unidade perfazem total aproximado de 90 milhões de hectares, de modo disperso pelo Brasil.

Dados históricos indicam que essa tendência de intensificação da atividade pecuária já ocorre no Brasil, podendo ganhar mais velocidade se forem implementadas políticas públicas revigorantes. Essa transformação da atividade pecuária, além de atenuar a dinâmica da fronteira agrícola nacional, poderá oferecer parte de seu estoque de terras para novos arranjos produtivos, seja para uma pecuária mais intensiva e eficiente, seja para sua integração ou uso parcial em outras atividades agrícolas e/ou florestais. Sparovek *et al.* (2010) estimaram que, ao menos 57 milhões de hectares da pecuária possuem alto potencial produtivo para a agricultura.

Cenários futuros colhidos junto a especialistas do setor (GTPS¹³, 2010) indicaram que, nas próximas décadas, como resultado de sua intensificação, a atividade pecuária deverá disponibilizar um grande conjunto de terras para outros usos agrícolas, dispersas pelo território, que poderão atender demandas diferentes e novas.

¹¹ O Decreto 6961/2009, aprovou o zoneamento da cana-de-açúcar e determinou ao Conselho Monetário Nacional, o estabelecimento de normas para operações de financiamento ao setor sucroalcooleiro.

¹² Luiz Gustavo Barioni, pesquisador da Embrapa Informática Agropecuária, em comunicação pessoal.

¹³ GTPS - Grupo de Trabalho (GT) da Pecuária Sustentável foi criado no final de 2007 e formalmente constituído em junho de 2009. É formado por representantes de diferentes segmentos que integram a cadeia de valor da pecuária bovina no Brasil; comunicação pessoal de seus representantes.

Os cenários formulados pelos representantes da pecuária (CNPC¹⁴, ABIEC¹⁵, 2010) previram que, graças à intensificação e à introdução de tecnologias, o setor deverá disponibilizar uma área de 70 a 85 milhões de hectares dispersos pelo território nacional. Essas terras podem, dentro de uma estratégia nacional de planejamento territorial, atender à totalidade das demandas projetadas pelos diferentes setores – grãos, cana-de-açúcar e florestas plantadas. Paira incerteza sobre o ritmo desse processo. Mas, ele define seus contornos no território brasileiro e se concentra no entorno do setor industrial, tendo frigoríficos como seus indutores.

Estimativas preliminares apontaram que, do total de áreas a ser disponibilizado pela pecuária, apenas 15 a 20 milhões hectares seriam suficientes para atender a necessidade de expansão de outras culturas (MAPA, 2011). Restariam 70% das terras – equivalentes a ~ 50 milhões de hectares – com necessidade de novas oportunidades negociais, tendo a matriz florestal capacidade de absorvê-las se as políticas públicas forem capazes de atrair e estimular novos negócios florestais, incluindo uma política industrial de base florestal.

4.5.2.2 USO DE ÁGUA PARA PRODUÇÃO DE ALIMENTOS

Ao enfocarem a demanda por água pela produção de alimentos, Santana *et al.* (2011) apresentaram a seguinte análise:

Em 1999, o Ministério Brasileiro do Meio Ambiente – MMA – estimou o potencial para o desenvolvimento da agricultura sustentável em 29 milhões de hectares. Em 2002, essas estimativas foram revisadas e confirmadas como ainda válidas, apesar do lapso de tempo (Christofidis, 2002).

Essa revisão considerou o total de terras adequadas para irrigação, a disponibilidade de recursos hídricos sem risco de conflitos com outros usos prioritários e a necessidade de se atender aos requisitos da legislação ambiental. De acordo com os resultados dessa projeção, os estados com maior potencial para o desenvolvimento sustentável da irrigação são: Tocantins, Amazonas, Pará, Mato Grosso, Minas Gerais, Rio Grande do Sul, Roraima, São Paulo, Paraná e Goiás.

Entre esses estados, estima-se que o crescimento da agricultura irrigada deverá ser mais significativo nas áreas de cerrado da Região Centro-Oeste (Telles e Domingues, 2006). Mais especificamente, a fronteira agrícola do Estado do Mato Grosso com os de Minas Gerais, Bahia, Tocantins, Roraima e Sul do Maranhão e Piauí, a depender da melhoria das rodovias e do armazenamento de energia nessas regiões.

O MMA estimou também, o total da área irrigada no País para 2020. De acordo com o ministério, a área irrigada no Brasil deverá chegar a cerca de 5,6 milhões de hectares.

Portanto, segundo essas pesquisas, a área irrigada no País deverá se situar entre 4,4 milhões e 5,6 milhões de hectares em 2020. Contudo, se a taxa de crescimento registrada entre 1996 e 2006 no CENSO Agropecuário – ou seja, 1,8 milhões de hectares anuais – for observada nos próximos anos, a área irrigada no Brasil poderá, até a data da previsão, exceder seis milhões de hectares.

Segundo Machado (2006), uma unidade de área irrigada no Brasil é equivalente a três de área de planalto em termos de volume de produção. Ademais, em valor econômico, corresponde a 8,4. Conseqüentemente, a expansão da irrigação nos próximos anos, além de permitir o crescimento da produção de cana-de-açúcar e de arroz, deverá resultar em substancial elevação de produtividade e outros indicadores econômicos da agricultura brasileira.

¹³ CNPC - Conselho Nacional da Pecuária de Corte, comunicação pessoal de seus representantes.

¹⁴ ABIEC – Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carne, comunicação pessoal de seus representantes.

Previsões indicam que a demanda anual de água doce e as reservas renováveis deverão apresentar diferença crescente até 2030, denotando preocupante escassez de água doce no mundo. A reserva hídrica do Brasil é considerada a maior do planeta, mas em algumas regiões importantes do País, já existe escassez do insumo, podendo se agravar com o crescimento da economia brasileira que aumenta significativamente o uso desse recurso por diversas atividades produtivas.

O setor agrícola consome a maior quantidade de água do planeta e pode ocorrer diferenças entre suas diferentes culturas e regiões. No Brasil, as estimativas são de que 69% do total da água servem para irrigação (ANA, 2011), com elevado desperdício desse recurso devido à utilização de técnicas inapropriadas e ao plantio de algumas culturas em locais inadequados a seu desenvolvimento.

Apesar desse uso intenso de água, a irrigação no Brasil é responsável por apenas 4% da sua produção agrícola. Em termos globais, de 1,5 bilhão de hectares cultivados no mundo, cerca de 270 milhões de hectares são irrigados, ou seja, 18% do total, que respondem por metade da produção de alimentos. De acordo com pesquisa da Companhia Energética de Minas Gerais (SMA-SP/ CPLA, 2010), a utilização de métodos e sistemas de racionalização de uso de água na irrigação tem o potencial de economia de 20% de água e 30% de energia.

Segundo dados da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SMA-SP/ CPLA, 2010), no Estado, são utilizados 37,3% da água para irrigação. Embora essa porcentagem seja menor que a apresentada em nível nacional, ainda representa o maior percentual de consumo, comparativamente aos setores doméstico – 32,4% – e industrial – 30,4%.

4.5.2.3 ANÁLISE DE VULNERABILIDADE DOS SISTEMAS AGRÍCOLAS PARA PRODUÇÃO DE ALIMENTOS FRENTE A MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Estudo feito pelo Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA, 1993) na década de 1990 indicou que 95% das perdas na agricultura brasileira foram devidas a eventos de seca ou chuva forte. Com base nesses dados, foi instituído, em 1996, o programa Zoneamento Agrícola de Risco Climático, política pública adotada atualmente pelos ministérios da Agricultura (MAPA) e do Desenvolvimento Agrário (MDA), para orientar o crédito e o seguro agrícola do País. O zoneamento estabeleceu, estatisticamente, níveis de riscos das regiões estudadas para vários tipos de cultura, admitindo perdas de safras de no máximo 20%. Trata-se de ferramenta que indica o que plantar, onde plantar e quando plantar, de acordo com as características climáticas regionais tornando possível adequar-se a *geografia agrícola* nacional, ou seja, distribuir as culturas em função da condição climática de cada região.

Programas governamentais de créditos agrícolas e seguros rurais, que hoje são estabelecidos em função do zoneamento de riscos climáticos – levando em conta os níveis probabilísticos de perdas de safras – também serão afetados por mudanças climáticas. A projeção de um futuro com temperaturas entre 1,4 °C e 5,8 °C mais altas e com variações de precipitação tornou necessário que se refaça a simulação do zoneamento e se verificasse as alterações regionais quanto a risco climático e datas de plantio para as principais culturas econômicas do País. Paralelamente, novas estratégias regionais de manejo de água devem ser estabelecidas para atender necessidades hídricas das culturas agrícolas diante de possíveis alterações climáticas.

No País, a agricultura é responsável por grande parte das emissões de GEEs e, ao mesmo tempo, é o setor mais vulnerável a mudanças climáticas, principalmente nas regiões Norte e Nordeste (CEDEPLAR/UFMG e FIOCRUZ, 2008). As alterações do clima devidas ao aumento de lançamento desses gases pelo Homem causam modificações no regime hídrico e na temperatura global, influenciando diretamente a produtividade das culturas. Segundo os dois últimos relatórios do IPCC (2001b, 2007e), nas regiões de clima tropical, simulações sugerem que haverá reduções mais acentuadas na produção agrícola prejudicando seriamente a segurança alimentar, principalmente no Brasil. O aumento da temperatura ameaçará o cultivo de muitas plantas agrícolas intensificando assim, o problema da fome, em grande parte do mundo.

Em plantas submetidas a experimentos de laboratório, o aumento da concentração de CO₂ atmosférico causa aumento de taxa de crescimento, pois o CO₂ é o substrato primário para fotossíntese (Taiz e Zeiger, 1991). Segundo vários autores, as plantas com metabolismo C3 são mais beneficiadas pelo incremento de CO₂ atmosférico do que aquelas com metabolismo C4 (Tubiello *et al.*, 2000; Siqueira *et al.*, 2001; Streck, 2005). Porém, simulações com a cana-de-açúcar em câmaras de topo aberto e com elevada concentração de CO₂ (Buckeridge *et al.*, 2010) tiveram avanços expressivos em produção de biomassa, mesmo essa cultura exibindo outro processo metabólico: o C4.

Apesar da provável fertilização pelo aumento de concentração de CO₂, se esse for acompanhado de elevação de temperatura do ar, poderá não haver crescimento e rendimento das culturas maiores, principalmente em razão do encurtamento de seu ciclo de desenvolvimento (Butterfield e Morison, 1992; Siqueira *et al.*, 2001) e respiração de tecido vegetal ampliada (Taiz e Zeiger, 1991; Streck, 2005).

Mesmo existindo alguns benefícios referentes à maior concentração de CO₂ na atmosfera, a elevação de temperatura resultante desse processo quanto aos GEEs poderá acarretar inúmeras injúrias às plantas, impedindo ganho efetivo de produtividade (Siqueira *et al.*, 2001; Streck, 2005; Streck e Alberto, 2006; Carvalho *et al.*, 2010).

Outro efeito sobre a produção agrícola causado pelo aumento da temperatura e concentração de CO₂ está relacionado à incidência de pragas e doenças nas plantas cultivadas. Uma vez que o ambiente, os patógenos e os insetos estão interligados, as mudanças climáticas provavelmente influenciarão a geografia e a distribuição temporal das mesmas, podendo causar impactos positivos, negativos ou neutros. Ghini *et al.* (2008) verificaram um aumento de infestação, tanto do nematoide quanto do bicho mineiro em cafeeiros, como reflexo de número maior de gerações por mês.

No Brasil, vários estudos foram feitos sobre os impactos das mudanças climáticas na agricultura. Recentemente, Hamada *et al.* (2008), Pinto *et al.* (2007, 2008), Assad *et al.* (2007), Zullo Jr *et al.* (2006) e Nobre *et al.* (2005) elaboraram estudos detalhados sobre o futuro da agricultura brasileira em função dos cenários previstos para o clima regional.

Pinto *et al.* (2008) concluíram que o aquecimento global poderá colocar em risco a produção de diversas culturas agrícolas do País, caso nenhuma medida mitigadora seja realizada, como já informado na Tabela 4.7. Esse estudo demonstrou que as produções potenciais das culturas analisadas poderão sofrer perdas com maiores deficiência hídrica e/ou temperaturas.

Em resumo, para o Brasil, projeta-se que a soja deverá ser a cultura mais atingida, com perdas de até 40% de suas áreas de baixo risco até 2070 no pior cenário do IPCC. O plantio de *coffea arabica* deverá perder até 33% de sua área em baixo risco climático nos estados de São Paulo e Minas Gerais, podendo ampliar sua área plantada no Sul do País, caso a falta de estação seca e o fotoperíodo não sejam limitantes.

No Nordeste brasileiro, as culturas do milho, arroz, feijão, algodão e girassol sofrerão perda significativa de produtividade devido à forte redução da área de baixo risco, uma vez que a elevação de temperatura promoverá aumento de evapotranspiração – e, conseqüentemente, de deficiência hídrica. A mandioca terá ganho geral de área de baixo risco, mas deverá sofrer grandes perdas no Nordeste, onde ela representa a base da cultura alimentar. A cana-de-açúcar será a única cultura que poderá dobrar a de produção nos próximos anos, uma vez que a área de baixo risco poderá ser ampliada em 160% (Pinto *et al.*, 2008).

Compreender e prever o impacto das mudanças climáticas em culturas agrícolas requer abordagens que envolvam manipulação experimental da precipitação, temperatura, CO₂ e O₃. Alguns estudos relacionados aos impactos das mudanças climáticas sobre as pragas, doenças e plantas daninhas nas principais culturas em ambiente controlado já estão sendo desenvolvidos. No Brasil, o sistema *Free Air Concentration Enrichment (FACE)*, implantado na cafeicultura em Jaguariúna, pela Embrapa Meio

Ambiente, possibilitará estudar os efeitos do aumento da concentração de CO₂ sobre pragas, doenças e plantas daninhas, bem como, a fisiologia da espécie – Projeto Climapest: <http://www.macroprograma1.cnptia.embrapa.br/climapest>.

Eventos atmosféricos extremos – tais como chuvas fortes, tempestades, ondas de calor ou de frio, estiagens, geadas e *El Niño* e *La Niña* intensos –, tanto quanto o aumento das médias de concentração de CO₂ e de temperatura do ar, representam ameaça à segurança alimentar por afetarem a disponibilidade e o acesso a alimentos, podendo provocar quebras nas safras, comprometimento de disponibilidade e qualidade da água, degradação de solo, e, ainda, danos à infraestrutura de transporte e à distribuição dos produtos alimentícios (Rosenzweig *et al.*, 2001; Gregory *et al.*, 2005; FAO, 2008).

O entendimento dos eventos atmosféricos extremos é tarefa complexa nas condições climatológicas atuais, tornando-se ainda mais desafiadora face às mudanças climáticas. Porém, é demanda premente, pois poderá contribuir para direcionar estudos na questão dos impactos desses fenômenos sobre vários setores, em especial no tocante à vulnerabilidade da segurança alimentar no Brasil em cenários futuros.

Para se exemplificar essa complexidade, principalmente diante de um panorama de mudanças climáticas, é importante notar que a relação entre aumento de média e frequência de mudança de extremos não é linear. Dessa forma, mesmo uma pequena alteração de média poderá resultar em grande modificação na frequência de extremos (Mearns *et al.*, 1984). Em escala global, é muito provável que extremos positivos de temperatura do ar, ondas de calor e precipitações intensas se tornem mais frequentes já no século XXI, deflagrando impactos sobre sistemas de produção e de distribuição de alimentos.

No Brasil, tendências positivas de extremos de chuva vêm sendo observadas, principalmente para as regiões Sul e Sudeste (Groisman *et al.*, 2005; Haylock *et al.*, 2005). As projeções para possíveis cenários de eventos extremos no País foram feitas a partir de modelos globais – nove modelos utilizados no AR4 do IPCC – e um regional – *HdRM3P* – por Marengo *et al.* (2007). Os cenários simulados mostraram aumento na frequência de dias secos consecutivos na Região Nordeste e no Leste do bioma Amazônia, acompanhados de diminuição na redução nas chuvas intensas, o que implica maior ocorrência de veranicos. De forma geral, essas áreas poderão ter condições acentuadas de estresse hídrico, prejudicando o cultivo de diversas culturas e pastagens (Pinto *et al.*, 2008).

A região semiárida do Nordeste do Brasil é atualmente bastante vulnerável quanto à segurança alimentar e, de acordo com a FAO (2008), as áreas já vulneráveis serão as primeiras a serem afetadas em condições de mudanças climáticas. Secas severas poderão aumentar em frequência e intensidade, ampliando as zonas de alto risco para a cultura da mandioca, fundamental para a alimentação nessa Região do País (Pinto *et al.*, 2008).

Simulações para cenários considerando aumento e diminuição de chuvas e evapotranspiração potencial mostraram que o rendimento da cultura de feijão pode ser 60% menor em anos de secas severas (Magalhães *et al.*, 1988). Menor disponibilidade de água e maiores taxas de evapotranspiração implicariam necessidade de irrigação, podendo acarretar salinização, degradação de solos agricultáveis e desertificação, em algumas regiões. A qualidade da água potável se deteriorará, tornando esse recurso mais escasso e prejudicando, conseqüentemente, as culturas irrigadas. Os prejuízos econômicos e sociais associados a essas mudanças poderão levar à migração do Nordeste para outras partes do País, a exemplo do ocorrido na seca de 1982 para 1983.

Outros panoramas simulados (Marengo *et al.*, 2007) mostram a tendência de aumento na frequência de eventos extremos de precipitação no Oeste da Bacia Hidrográfica do Rio Amazonas e nas regiões Sudeste e Centro-Oeste do Brasil, fato que poderá contribuir para ampliar a ocorrência de inundações.

O aumento de noites quentes e a redução de dias frios compuseram um padrão fundamental projetado pelos modelos sobre as regiões Centro-Oeste, Sudeste e Sul (Marengo *et al.*, 2007). Essa tendência poderá beneficiar a produção agrícola na Região Sul, que teria diminuído o risco para culturas como a de cana-de-açúcar, mandioca e café, mas perderia áreas de cultivo de soja (Pinto *et al.*, 2008).

Embora análises do fenômeno *El Niño* tenham mostrado que ele tem ocorrido em eventos mais fortes e frequentes desde os anos 1980 (IPCC, 2001; Timmermann *et al.*, 1999), não houve resultados conclusivos sobre sua tendência com base nos modelos utilizados no AR4 (Marengo *et al.*, 2007). *El Niño* e *La Niña* têm grande influência na produção agrícola, em especial nas regiões Nordeste e Sul do País.

Na Região Sul, o *El Niño* está associado à ocorrência de chuvas intensas e, portanto, a maior disponibilidade hídrica no solo (Alberto *et al.*, 2006). Em estudo realizado por Berlato *et al.* (2005), foi observado que, em anos nos quais se registraram anomalias positivas de chuva – relacionados com anos de ocorrências de *El Niño* –, a produtividade do milho cresceu enquanto que, quando *La Niña* ocorreu, houve redução desse indicador, tendo sido esse mesmo comportamento observado para a soja (Berlato e Fontana, 1999).

Os anos de ocorrência de *La Niña* estão associados à estiagem no Sul, porém, são favoráveis ao rendimento de grãos na cultura do trigo (Alberto *et al.*, 2006).

No Nordeste, *El Niño* acarreta em períodos de estiagem e *La Niña*, aumento de precipitação. Rao *et al.* (1997) relacionaram *La Niña* a aumento de produtividade no milho.

4.5.3 ARMAZENAMENTO, DISTRIBUIÇÃO E ACESSO A ALIMENTOS E INTERAÇÕES RESPECTIVAS COM MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Os últimos 20 anos foram marcados por transformações profundas na estrutura do abastecimento alimentar, com domínio crescente da lógica privada, por meio da rápida expansão do setor varejista, por um lado e, por outro, pela perda de capacidade de atuação direta ou de regulação pública pelos órgãos do estado. O País passou a ser líder na produção e exportação de alimentos agropecuários, mas, ainda, convive com a insegurança alimentar de sua população – 30,2%¹⁶ – devido à falta de acesso aos alimentos. A produção sustentável convive com padrão não sustentável na agricultura, associado à apropriação e especulação de terras, ao desmatamento e a práticas que agridem e poluem solo e meio ambiente.

No período mais recente, houve grandes avanços em relação a diminuição de insegurança alimentar, desnutrição infantil e apobrezia no Brasil, ligados a políticas governamentais de transferência de renda e assistência social. Ao mesmo tempo, observou-se mudanças negativas nos padrões de consumo e no perfil nutricional da população brasileira. Dados atuais mostram que, em sua parcela adulta, 50,1% dos homens e 48% das mulheres estão com excesso de peso. Entre as crianças de cinco a nove anos, 16,6% dos meninos e 11,8% das meninas sofrem de obesidade¹⁷.

Tal padrão de consumo está associado à evolução em direção a uma dieta pouco diversificada, baseada em número reduzido de produtos alimentares e em baixo consumo de alimentos frescos, tais como frutas e hortaliças.

Se por um lado o avanço da tecnologia contribui para maior oferta e/ou variedade de alimentos no mercado, por outro, a atual complexidade de seu processo produtivo poderá colocar a sociedade brasileira diante de novos riscos à saúde. O uso intensivo de agrotóxicos nas culturas alimentares, a maior resistência bacteriana associada ao uso indiscriminado de medicamentos veterinários e o aumento

¹⁶ Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios – PNAD/IBGE 2009.

¹⁷ Pesquisa de Orçamentos Familiares (POF 2008/2009), publicada pelo IBGE em 2011

de refeições feitas fora do lar, somados ao alto grau de processamento dos alimentos industrializados – cuja composição é afetada pelo uso excessivo de açúcar, sódio e gorduras, gerando alimentos de elevada densidade energética – passam a exigir adequações no marco regulatório para produtos alimentícios.

Assim, o foco sobre grandes *commodities* de exportação e paradigmas da revolução verde poderá ter forte impacto nas questões de segurança alimentar, no que se refere a renda e a quantidades de alimentos, principalmente no fornecimento de proteína e energia para a população urbana.

Entretanto, com respeito à qualidade dos produtos, novos paradigmas de produção local, agricultura periurbana e outros atributos de qualidade alimentar exigirão adequações de aspectos nutricionais, armazenamento, distribuição e acesso aos alimentos. A agricultura familiar, por seus métodos de produção, permeabilidade e foco no consumo local, poderá contribuir com parte da solução desses aspectos, principalmente quanto a problemas de distribuição e acesso a alimentos.

No Brasil, a importância do setor de agricultura familiar pode ser dimensionada pelo seu peso na economia do País: representa em torno de 10% do PIB brasileiro e pouco mais de um terço do total do valor da produção agrícola nacional (Gotilho *et al.*, 2007)¹⁸.

O CENSO Agropecuário de 2006 apresentou informações que demonstraram seu papel relevante na dinâmica da produção alimentícia no Brasil. Ao todo, são 4,36 milhões estabelecimentos de agricultores familiares, o que corresponde a 84,4% do total de pessoas jurídicas rurais do País. Esse modo de agricultura emprega aproximadamente 74,4% da mão de obra do campo e é responsável por colocar na mesa, a parte mais expressiva – cerca de 70% – dos alimentos que são consumidos diariamente pelos brasileiros – mandioca, feijão, carne suína, leite, milho, aves e ovos, além de frutas e hortaliças.

A Política Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional (PNSAN), em vigor no Brasil através do Decreto nº. 7.272/2011, está alicerçada em oito diretrizes, construídas para dar conta do complexo circuito de promoção da segurança alimentar e nutricional (SAN), que abrange processos relacionados a produção, armazenamento, conservação, processamento, comercialização e consumo de alimentos. As diretrizes são as seguintes:

- promoção de acesso universal à alimentação adequada e saudável;
- promoção de abastecimento e estruturação de sistemas sustentáveis e descentralizados de base agroecológica, produção, extração, processamento e distribuição de alimentos;
- instituição de processos permanentes de educação alimentar e nutricional;
- promoção, universalização e coordenação de ações de segurança alimentar e nutricional voltadas para quilombolas e demais povos e comunidades tradicionais, povos indígenas e assentados pela reforma agrária;
- fortalecimento de ações de alimentação e nutrição em todos os níveis de atenção à saúde, de modo articulado às demais iniciativas para de segurança alimentar e nutricional;
- promoção de acesso universal a água de qualidade e em quantidade suficiente para a produção de alimentos da agricultura familiar;
- apoio a iniciativas de promoção de soberania alimentar e direito humano à alimentação adequada em âmbito internacional; e, ainda, monitoramento da realização de direito humano à alimentação adequada.

Além dessas diretrizes, outro fator bastante relevante na questão da relação entre segurança alimentar e nutricional e os efeitos de mudanças climáticas é a recente tendência de volatilidade de preços de alimentos no mundo, iniciada em 2007, com dois momentos de alta: o início dos anos de 2009 e 2011.

Entre os fatores que explicam esse fenômeno estão: mudanças climáticas, aumento de demanda por alimentos, uso de grãos para fabricar biocombustíveis e encarecimento do petróleo. A relação entre

¹⁸ Joaquim J. M Gotilho *et al.* *PIB da Agricultura Familiar: Brasil-Estados*. Brasília, NEAD/MDA, 2007.

a alta dos preços e seu impacto sobre segurança alimentar e nutricional (SAN) da população tem preocupado sobremaneira os países, que têm buscado fortalecer e aplicar medidas de garantia a ela pertinentes em suas políticas internas e externas. Entre essas, pode-se citar aquelas sobre armazenamento e estocagem de alimentos.

Diante da necessidade de uma política nacional de abastecimento alimentar mais próxima das preocupações atuais relacionadas aos impactos causados por mudanças climáticas da volatilidade de preços de alimentos e da necessidade do aumento e regularização do acesso a alimentos, a Câmara Interministerial de Segurança Alimentar e Nutricional (CAISAN¹⁹) vem elaborando política sobre abastecimento que possa assegurar e estruturar uma rede pública de unidades armazenadoras estrategicamente localizada que considerem as necessidades específicas dos diversos tipos de alimentos enquanto suporte a operações governamentais de abastecimento, incluindo o atendimento a demandas sociais e emergenciais. O acompanhamento sistemático de preços de alimentos, da produção ao consumo nos níveis nacional e internacional, tem sido apresentado como medida necessária para se enfrentar a volatilidade em âmbito nacional.

No Brasil, os dados de armazenamento de alimentos mostram que a capacidade estática dos armazéns – está hoje em 139.537.752 toneladas, sendo que, desse total, 113.949.428 se referem a armazéns que estocam produtos a granel e 25.588.324, aos convencionais²⁰. A produção nacional de grãos estimada para a safra de 2010 a 2011 foi de 161,54 milhões de toneladas²¹.

Ao analisar a capacidade de armazenagem nos principais estados produtores, um estudo da CONAB, realizado em 2005²², demonstrou a existência de regiões mais carentes de espaço armazenador. A demanda por armazenagem para 2005, representada pela produção e importação de grãos e incluindo café e cana-de-açúcar superava a oferta de 104 milhões de toneladas de capacidade estática.

O trabalho apontou ainda, que houve estagnação no crescimento da capacidade de armazenagem entre as safras de 1993 a 1994 e de 2000 a 2001, retomado pelo entusiasmo proporcionado pela produção de soja quando o setor privado demonstrou interesse em investir em armazéns. Mesmo assim, conforme sua conclusão, os investimentos em infraestrutura de armazenagem não acompanharam esse ritmo de crescimento, constatando-se um *deficit* real próximo de 7%.

Por fim, destaca-se que o comportamento dos estoques públicos é crucial para uma política de abastecimento. O poder público atua como agente regulador nos momentos em que os mercados apontam para a necessidade de intervenção. Um dos efeitos mais desejáveis da implementação da política de estoques é a redução da volatilidade de preços agrícolas, especialmente nos períodos de safra, quando eles tendem a ser mais baixos e, eventualmente, inferiores ao mínimo estabelecido. Para que a ação do governo sustente preços de fato, é necessário que seus instrumentos de apoio tenham alcance representativo e suas intervenções ocorram de maneira contínua e planejada. Essa possibilidade de gestão tem especial importância para um cenário de maior instabilidade na produção agrícola. Para tanto, uma das estratégias de adaptação mais defendidas por especialistas é o aumento da capacidade de se lidar com um ambiente mais instável por meio de instrumentos de gestão de produção e armazenamento.

¹⁹ A Câmara Interministerial de Segurança Alimentar e Nutricional (CAISAN) é um dos componentes do Sistema Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional – SISAN e foi, regulamentada pelo Decreto no. 6.273/2007,. Tem a participação de 19 ministérios e órgãos federais. Dentre suas atribuições, está a de coordenar a implementação do Plano e da Política Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional.

²⁰ *Mapa da Capacidade Estática dos Armazéns*. In: <http://www.conab.gov.br/detalhe.php?a=1077&t=2>. Dados de 31/08/2011.

²¹ CONAB. Acompanhamento da Safra Brasileira 2010/11 - Grãos. Relatório de agosto de 2011.

²² CONAB (Companhia Nacional de Abastecimento). *Armazenagem Agrícola no Brasil*. Dezembro, 2005. Disponível em www.conab.gov.br/publicações.

4.5.4. ANÁLISE INTEGRADA DE ALTERNATIVAS DE ADAPTAÇÃO PARA AUMENTO DE SEGURANÇA ALIMENTAR

4.5.4.1 AÇÕES DE ADAPTAÇÃO NO CONTEXTO DE SEGURANÇA ALIMENTAR

Diante dos cenários expostos anteriormente, nas duas principais vertentes apresentadas, ou seja, a dos impactos causados por mudanças climáticas sobre a produção de alimentos, seu armazenamento, distribuição e acesso, este item do subcapítulo 4.5 procura fazer uma análise integrada de alternativas ou ações de adaptação. Para tanto ele enfoca a segurança alimentar e uma síntese das principais políticas para o setor que possam colaborar com sua implementação sob três aspectos: estruturação do setor agropecuário, produção e disponibilidade de alimentos e acesso à alimentação adequada.

Existem várias medidas de mitigação que os países têm adotado a fim de reduzir o aquecimento global nos próximos anos. Além disso, os pesquisadores brasileiros têm desenvolvido tecnologias que permitem a adaptação das culturas agrícolas a temperaturas mais elevadas (Silva *et al.*, 2012; Freire *et al.*, 2008). Essas iniciativas, juntamente com a capacidade comprovada do Homem para superar grandes desafios, oferecem uma visão otimista do futuro, sem reduzir a necessidade de se continuar a fortalecer os esforços em curso.

Ações de pesquisa e extensão em desenvolvimento visam fornecer alternativas para que produtores agrícolas possam se adaptar a mudanças climáticas e reduzir seus impactos. Essas iniciativas envolvem:

- o desenvolvimento de cultivares mais resistentes à seca (Silva *et al.*, 2012);
- o uso de água residual e biofertilizantes (Costa *et al.*, 2009);
- os sistemas de consorciação (Montezano e Peil, 2006);
- a quantificação de biomassa (Cotta *et al.*, 2008), celulose (Gouveia *et al.*, 2009), energia (Simas e Pacca, 2013) e outros possíveis subprodutos;
- o efeito da temperatura do ar sobre pragas (Henriques *et al.*, 2010), controladores biológicos e doenças (Rocha *et al.*, 2009); além do
- desenvolvimento de sistemas orgânicos de produção (Araújo e Melo, 2010).

Também existem diversas demandas não atendidas por sistemas de produção agrícola que, a partir da introdução de tecnologias alternativas, atendam a múltiplos propósitos, tais como o de se adaptar às mudanças climáticas e o de continuar produzindo alimentos de forma sustentável e, simultaneamente, contribuir para redução e sequestro de emissões de GEEs. A quantificação da fixação ou redução de emissões e a análise de possibilidades de participação no mercado internacional de carbono tornam necessário que, aliado ao atendimento daquelas demandas, se realize a avaliação dos aspectos sociais, econômicos e ambientais decorrentes.

○ desenvolvimento de novos cultivares é uma das medidas eficazes para adaptação a elevação de temperatura do ar e secas, podendo-se citar como exemplo:

- i) a variedade de soja, desenvolvida pela Embrapa Cerrados para condições de alta temperatura e menor disponibilidade de água e cultivada no Centro-Oeste, e
- ii) a espécie de cana de açúcar desenvolvida pela Embrapa Agroenergia, que demanda menor quantidade de água e está em fase de testes.

○ sistema de arborização promove a interceptação de radiação incidente que contribui para atenuar os extremos térmicos e diminuir a evapotranspiração, aumentando a umidade relativa no ambiente próximo a culturas. Essa técnica mostrou resultados eficientes na proteção contra geadas na cafeicultura (Morais *et al.*, 2007), sendo que a temperatura da folha do cafeeiro em locais plantados com sombreamento de árvores pode chegar a ser 2 °C a 4 °C mais elevada que as daquelas plantadas sem arborização (Caramori *et al.*, 1996).

Os eventos extremos podem ter efeitos positivos em alguns casos ou em áreas. Pode-se citar como exemplo, as condições derivadas do evento *El Niño* ocorrido em 1998 refletidas nos níveis abundantes de umidade no solo, ocasionando safra recorde de soja no Brasil (Rosenzweig *et al.*, 2001). Dessa forma, o sistema de monitoramento de eventos climáticos pode contribuir para o planejamento de seleção e plantio de espécies, visando aproveitar as características de determinados fenômenos.

Dado que o principal impacto de mudanças climáticas sobre o sistema de produção de alimentos é o aumento do *deficit* hídrico, para se alcançar efetivamente maior sustentabilidade no agronegócio brasileiro, é preciso reduzir os riscos de escassez de água promovendo o uso eficiente desse recurso natural e, até mesmo, diminuir a probabilidade de se desenvolver e complementar uma imagem negativa, que pode estar associada a sua má utilização.

Além de se valer de incentivos fiscais, o Brasil pode estimular programas de pesquisa que privilegiem o desenvolvimento e o uso racional de água na agricultura por meio de seus institutos de pesquisa e programas de financiamento à mesma. Pode criar, ainda, incubadoras de tecnologia a partir do *know-how* acumulado em suas universidades e institutos, criando parcerias com empresas para desenvolvimento tecnológico e incorporação de recursos tecnológicos ambientalmente limpos no processo produtivo (SMA-SP/ CPLA, 2010)

No Estado de São Paulo, existem políticas públicas importantes para uso racional de água e conservação de recursos hídricos. Atualmente, encontra-se em elaboração o Programa de Pagamento por Serviços Ambientais, que visa prover incentivos a produtores rurais para que tomem medidas de conservação, tais como recuperação de nascentes e matas ciliares. Existe, também, a cobrança por uso de água, já instituída em alguns comitês de bacias hidrográficas, com exemplos semelhantes também nos estados do Paraná e de Santa Catarina (SMA-SP/ CPLA, 2010).

Outras ações importantes no contexto da SAN, que se relacionam mais de perto com o enfrentamento das mudanças climáticas, referem-se ao fortalecimento de práticas agroecológicas – como, por exemplo, os sistemas agroflorestais, a recuperação de sementes crioulas, os reflorestamentos de espécies nativas, a recuperação de nascentes e o uso de bioenergia –, bem como a investimentos em pesquisa e tecnologias alternativas. Diversas iniciativas, ainda que em pequena escala, estão sendo implementadas pelos ministérios do Desenvolvimento Agrário (MDA), Meio Ambiente (MMA), e Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA).

A agroecologia tem suas raízes na revalorização dos métodos tradicionais de manejo e na gestão ambiental, que evoluíram a partir dos conhecimentos acumulados por populações locais em sua convivência íntima com os bens da natureza disponíveis e sua otimização em vários biomas e ecossistemas visando o atendimento de suas necessidades de reprodução biológica e social.

A ideia de diversidade é a dimensão central na agroecologia. Ela tem grande significado para uma alimentação adequada e saudável, diretamente relacionada com conservação, manejo e uso de agrobiodiversidade – descrita como diversidade de espécies, variedade genética e sistemas agrícolas ou cultivados. Junto com a diversidade alimentar e cultural, esses aspectos se constituem em grandes desafios para a garantia de segurança alimentar e nutricional. Essa abordagem reafirma o respeito às especificidades ambientais, econômicas, socioculturais e climáticas.

Outra forma de se valorizar a biodiversidade nas políticas públicas é o Plano Nacional da Sociobiodiversidade do governo federal, por meio do qual são direcionados recursos de crédito através da Política de Garantia de Preços Mínimos (PGPM) e da alimentação escolar para o fortalecimento de cadeias de sociobiodiversidade – como, por exemplo, as de babaçu, açaí e castanha –, associados ao extrativismo sustentável particularmente no bioma Amazônia.

Várias ações na área de SAN, – principalmente aquelas relacionadas ao fortalecimento da agricultura familiar, acesso à água, agricultura urbana e implementação de política para abastecimento alimentar – que aproximem a produção do consumo, podem ser consideradas medidas de enfrentamento dos

efeitos de mudanças climáticas, assim como formas de adaptação a elas.

No contexto atual da construção da Política Nacional de SAN, torna-se urgente a implementação de uma política nacional de abastecimento alimentar.

A questão do acesso aos alimentos ainda permanece como desafio à efetivação de SAN para a população, em especial para os mais vulneráveis ou para grupos populacionais específicos. O incremento de renda e a melhoria de qualidade de vida de boa parte da população foram ganhos incomparáveis para a segurança alimentar, uma vez que a primeira – ou a não renda – é a principal condição para o acesso a alimentos.

A aproximação entre produção e consumo é considerada uma das principais formas de garantia de SAN. Ela seria alcançada por uma atuação integrada de abastecimento em nível local, por meio da formação de redes de equipamentos públicos que atuem de forma coordenada.

Nesse sentido, a promoção de ações de fortalecimento da agricultura familiar favoreceu bastante sua participação na produção nacional. Destacam-se, aí, tanto políticas de crédito direcionado, como o Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar (Pronaf) quanto aquelas, destinadas a aquisição de alimentos.

O Programa de Aquisição de Alimentos da Agricultura Familiar (PAA), através do qual o poder público os adquire desses agricultores sob dispensa de licitação e limites estabelecidos de acordo com a modalidade a ser acessada para destiná-los às pessoas em situação de insegurança alimentar e nutricional que são atendidas por rede socioassistencial, ajuda a manter a renda e promover segurança ao canalizar o poder de compra público para esse contingente de produtores agrícolas.

Em 2009, com a aprovação da Lei nº. 11.497/2009 que regulamenta o Programa Nacional de Alimentação Escolar (PNAE), a determinação de que 30% de seus recursos fossem repassados pelo governo federal a estados e municípios e direcionados à compra de alimentos produzidos em regime de agricultura familiar foi uma medida de grande impacto para a SAN, tanto em relação à dimensão desse tipo produção quanto ao acesso aos alimentos. Como sintetiza Santana *et al.* (2011),

(...) o Brasil enfrenta uma perspectiva positiva quanto à capacidade produtiva de seu setor agrícola. A transformação dessa perspectiva em realidade, todavia, depende de vários fatores, alguns dos quais podem ser influenciados por políticas públicas, outros não. Assim, é essencial que o governo assegure uma estabilização contínua da economia, adote políticas macroeconômicas e agrícolas sólidas e seja bem sucedido nos esforços para reduzir as taxas de juros internas pagas pelos produtores e consumidores. Ademais, é indispensável aumentar os investimentos na pesquisa agrícola e no desenvolvimento em infraestrutura, simplificar procedimentos de exportação, encontrar uma solução para o problema de endividamento de crédito rural enfrentado por um grande número de fazendeiros no Brasil e expandir a produção de fosfato e potássio para produção de fertilizantes. Acima de todos esses elementos, é fundamental que o governo mantenha uma forte vontade política para tomar as medidas oportunas requeridas para um crescimento sustentado da agricultura e da economia.

Essa síntese embute um grande desafio no campo da segurança alimentar e nutricional e sua adaptação a mudanças climáticas que é fazer com que políticas públicas atuem de forma integrada e entre os setores, levando em conta todos esses processos e fazendo com que eles não atuem de forma isolada. É a partir dessa integração que será possível enfrentar a questão de um desenvolvimento sustentável, que seja feito de forma a preservar o meio ambiente, enfrentar mudanças climáticas e assegurar justa redistribuição de recursos.

Com essa visão, apresenta-se abaixo as principais políticas públicas relacionadas ao setor agropecuário brasileiro, à segurança alimentar e sua interação com mudanças climáticas.

4.5.4.2 POLÍTICAS PÚBLICAS PARA O SETOR AGROPECUÁRIO BRASILEIRO

Em 2009, foi aprovada a Lei Federal no 12.187, que instituiu a Política Nacional sobre Mudança no Clima com o objetivo de reduzir voluntariamente as emissões de GEEs pelo Brasil, projetadas até 2020, em 36,1% a 38,9%. Essa redução se dará principalmente por diminuição do desmatamento nos biomas Amazônia e Cerrado, adoção de boas práticas agropecuárias e, ainda, maiores eficiência energética e uso de energia renovável como a de biocombustível.

O Plano Nacional sobre Mudança do Clima tem como base duas metas principais:

- a) mitigação das emissões de GEEs nos setores de energia, agropecuária e florestal, industrial, de resíduos, transporte e saúde, principalmente no que diz respeito à redução dos gases provenientes de mudança de uso de solo e de floresta;
- b) adaptação a mudanças climáticas, principalmente por populações consideradas mais vulneráveis.

Portanto, pelo menos três grandes referências institucionais precisam ser analisadas para a construção de um caminho efetivo rumo à sustentabilidade da agropecuária no Brasil:

- (i) o Plano Agrícola e Pecuário (PAP), como documento principal de propostas para o setor agropecuário;
- (ii) as políticas de incorporação de sustentabilidade na agropecuária contempladas no PNMC (Monzoni e Biderman, 2010) e;
- (iii) o Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura, conhecido como Plano ABC.

Plano agrícola e pecuário

A política agrícola adotada pelo governo federal visa assegurar o apoio necessário ao produtor rural. Isso é fundamental para se garantir a superação dos desafios da agricultura e da pecuária, adequando o setor às novas dinâmicas dos mercados interno e externo. Para a safra de 2011 para 2012 foram destinados R\$ 107,2 bilhões, 7,2% superior ao valor registrado para a safra anterior, em financiamento de operações de custeio, investimento, comercialização e subvenção ao prêmio do seguro rural.

Pela primeira vez, houve recursos públicos em condições mais favoráveis para retenção e compra de matrizes e reprodutores, bem como para recuperação de pastagens degradadas. Para as culturas de cana-de-açúcar e dos biocombustíveis, foram asseguradas linhas de financiamento à expansão e renovação de canaviais. Por fim (PAP/MAPA, 2011), o governo destinou verbas para garantir preços mínimos de referência aos produtores cítricos e manteve as linhas de crédito para cafeicultores via Fundo de Defesa da Economia Cafeeira (FUNCAFÉ).

Além dessas ações previstas no Plano Agrícola e Pecuário no biênio 2011/2012, o governo federal optou pelo aperfeiçoamento das ações referentes ao uso de tecnologias direcionadas à sustentabilidade da produção agropecuária, consolidando o Programa ABC lançado no ano anterior. O Programa Agricultura de Baixa Emissão de Carbono, que incorpora o Programa de Estímulo à Produção Agropecuária Sustentável (Produsa) e o Programa de Plantio Comercial e Recuperação de Florestas (Propflora), dará incentivos ao produtor que adotar boas práticas agrônômicas para minimizar o impacto da emissão de gases de efeito estufa.

O Programa ABC destinou R\$ 3,15 bilhões aos produtores no biênio 2011/2012. A ideia é ampliar a competitividade do setor, aprofundando os avanços tecnológicos nas áreas de sistemas produtivos sustentáveis, microbiologia do solo e de planta e recuperação de áreas degradadas. A agricultura pode contribuir para a preservação do meio ambiente, seja por meio do sequestro de carbono, pelo desenvolvimento vegetal ou pela redução do desmatamento. Isso se dará mediante a ampliação das atividades agropecuária e florestal em áreas degradadas ou em recuperação. Um grande esforço de transferência de tecnologia será exigido para o real sucesso do plano ABC (PAP/MAPA, 2011). Essas ações ampliam a eficiência e a sustentabilidade do setor agropecuário, bem como consolidam o País nas primeiras posições no mercado mundial de alimentos.

Plano Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC)

O PNMC (2008) define ações e medidas que visam a mitigação, bem como a adaptação à mudança do clima, sendo seus objetivos específicos, os seguintes:

- fomentar aumentos de eficiência no desempenho dos setores produtivos na busca constante do alcance de melhores práticas, pois para que o desenvolvimento do País ocorra em bases sustentáveis, ações governamentais dirigidas à produção deverão buscar, cada vez mais, a promoção do uso mais eficiente de recursos naturais, científicos, tecnológicos e humanos;
- buscar manter elevada a participação da energia renovável na matriz elétrica, preservando a posição de destaque que o Brasil sempre ocupou no cenário internacional;
- fomentar o aumento sustentável da participação de biocombustíveis na matriz de transportes nacional, além de atuar com vistas à estruturação de um mercado internacional de biocombustíveis sustentáveis;
- buscar a redução sustentada das médias quadrienais das taxas de desmatamento em todos os biomas brasileiros, até que se atinja o patamar zero de desmatamento ilegal;
- eliminar a perda líquida da área de cobertura florestal no Brasil até 2015; e, ainda,
- procurar identificar os impactos ambientais decorrentes de mudanças do clima e fomentar o desenvolvimento de pesquisas científicas para que se possa traçar uma estratégia que minimize custos socioeconômicos de adaptação pelo País.

Para alcançar os objetivos do PNMC, serão criados mecanismos econômicos, técnicos, políticos e institucionais que:

- promovam um desenvolvimento científico e tecnológico do setor produtivo que inclua considerações ambientais a favor da coletividade;
- aumentem a consciência coletiva sobre os problemas ambientais da atualidade e propiciem o desenvolvimento de uma sociedade mais justa, fraterna e solidária;
- valorizem a floresta em pé e façam com que a conservação florestal seja uma atividade atraente, que gere riqueza e bem-estar àqueles que vivem dela; e, ainda,
- incentivem e estimulem medidas regionais que sejam adequadas às condições diferenciadas, onde cada região, e mesmo, cada estado da Nação, possa identificar suas melhores oportunidades de redução de emissões e remoção de carbono.

Em escala estadual, diversas ações vêm sendo implementadas desde 2000. Até o momento, foram criados 17 fóruns estaduais abrangendo os estados do Amazonas, Pará, Tocantins, Rondônia, Bahia, Ceará, Maranhão, Pernambuco, Piauí, Mato Grosso, Espírito Santo, Minas Gerais, São Paulo, Rio de Janeiro, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Mantidas suas características e políticas regionais, eles têm como foco e abrangência:

- mudanças climáticas e biodiversidade – São Paulo e Bahia –;
- mudanças climáticas e o uso racional da água – Espírito Santo –;
- mudanças climáticas e conservação ambiental e desenvolvimento sustentável – Amazonas –;
- mudanças climáticas e combate à pobreza – Piauí –; e, por fim,
- mudanças climáticas globais – Paraná, Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Rio de Janeiro, Pernambuco e Mato Grosso.

Em todas as unidades federativas do País, há um interesse muito forte por estabelecer o próprio inventário de GEEs, os quais já foram feitos pelos estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo.

Plano ABC

Foi também em 2009, no contexto das metas da política nacional, que se desenhou o que viria a ser o Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura ou Plano ABC. O setor agropecuário, responsável por cerca de 30% das emissões do Brasil, ficara de fora das ações de mitigação previstas no plano nacional. Mas, já havia em 2008, avançadas discussões sobre o tema na academia. Naquele ano, após o lançamento do estudo *A Nova Geografia da Produção Agrícola*, financiado pela Embai-

xada Britânica e executado pela Embrapa e pela UNICAMP, ficou claro que, se mantida a política de inação referente ao aquecimento global, já no ano de 2020 o Brasil poderia perder aproximadamente R\$ 7 bilhões, considerando-se somente um aumento na temperatura do ar de 1 °C. Os impactos maiores seriam sentidos pelas culturas de soja, milho e café. Havia, portanto, a necessidade de se criar um plano que tivesse como foco, em um primeiro momento, a redução das emissões de GEEs pela agricultura.

O Plano ABC é um conjunto de propostas de tecnologias limpas que, quando de sua adoção, permitirão reduzir ou evitar emissões de GEEs, com metas bem definidas e estabelecidas em Copenhague. Foi criado oficialmente pelo Decreto nº. 7.390, de 9 de dezembro de 2010. Acompanha o plano, além de proposições tecnológicas fundamentadas em estudos científicos, um componente operativo que busca soluções para o seu principal entrave: o treinamento dos principais atores, ou seja, o setor financeiro, os *extensionistas* e produtores.

As tecnologias propostas pelo Plano ABC são: adoção, na agricultura, de recuperação de pastagens atualmente degradadas, promoção de integração entre a lavoura e a pecuária, ampliação de plantio direto na palha e de Fixação Biológica de Nitrogênio, ações que implicariam o corte de emissões de 133 a 166 milhões t CO_{2eq}.

Posteriormente, nos compromissos que envolvem o componente agropecuário, foram adicionadas estratégias de integração entre lavoura, pecuária e floresta (ILPF) e os sistemas agroflorestais (SAFs), bem como, a produção de florestas plantadas e o processo de tratamento de dejetos animais.

4.5.4.3 POLÍTICAS PÚBLICAS PARA PRODUÇÃO E DISPONIBILIDADE DE ALIMENTOS

Programa Nacional de Agricultura Familiar (Pronaf)

Ao se analisar os últimos onze anos agrícolas de implementação do Pronaf Crédito, verifica-se que foram efetivamente aplicados R\$ 71,7 bilhões em contratos de financiamento para a agricultura familiar, partindo de um montante anual de R\$ 1,1 bilhão na safra 1998 para 1999 que aumentou gradualmente até atingir R\$ 10,8 bilhões em 2008 para 2009. Um dos principais desafios desse programa é como adequara política de crédito agrícola para agricultores familiares mais empobrecidos.

Programa de Aquisição de Alimentos (PAA)

Esse programa apresenta maior cobertura nas regiões Nordeste, Sudeste – o semiárido mineiro – e Sul. O Ministério do Desenvolvimento Social e Combate à Fome (MDS) é o responsável pelo maior aporte de recursos. Dois terços deles se voltam para a produção de leite e seus derivados, bem como para a de grãos e cereais. O terço restante é aplicado em uma diversidade significativa de alimentos.

No que se refere aos produtores, a participação de agricultores familiares mais pobres é maior, principalmente no Nordeste – sobretudo nos estados de Ceará, Bahia, Pernambuco e Paraíba. Considerado em sua globalidade, o PAA avançou substancialmente em curto espaço de tempo. Esse progresso sinaliza a necessidade de se fortalecer políticas de produção voltadas à agricultura familiar que sejam alternativas à tradicional política de crédito desempenhada pelo PRONAF. Ademais, a demanda crescente pelos recursos do programa demonstra que a garantia de renda sem risco de endividamento, oferecida pelo mesmo, contribui para elevar a capacidade produtiva e o padrão de vida dos participantes.

Política de Garantia de Preços Mínimos/Formação de Estoques Públicos (PGPM)

Recentemente, entre as medidas importantes para se reerguer a PGPM como instrumento público de intervenção no mercado agrícola, além de assegurar os recursos orçamentários e financeiros necessários às mesmas, foi a promoção de uma significativa recomposição dos preços mínimos.

Na safra 2008 para 2009, diante da crise mundial de alimentos, o Estado utilizou os preços mínimos como estímulo à produção de alimentos. Tais medidas causaram impactos diretos na regulação de

preços e valorizaram produtos como o arroz, o milho e o trigo.

Reforma agrária

Os assentamentos rurais compõem parcela importante da agricultura familiar. Ao final de 2009, estavam em execução quase 8,6 mil projetos que abrigavam quase um milhão de famílias em todo o País, direcionados ao fortalecimento da agricultura familiar e à promoção da agrobiodiversidade. Pouco mais de 3/4 dos assentados estavam nas regiões Norte – 43% – e Nordeste – 33%.

Mas apesar dos avanços, a concentração fundiária e a morosidade na implantação da reforma agrária persistem como obstáculos ao desenvolvimento e à consolidação dos sistemas familiares de produção rural no Brasil. Uma política articulada do Estado, que vise promover a segurança e a soberania alimentar e nutricional, deve ter, como componentes estratégicos, o fortalecimento da agricultura familiar e a efetivação dos reordenamentos fundiário e agrário – igualmente importantes no meio rural, para se enfrentar pobreza e desigualdade de raça e gênero.

4.5.4.4 POLÍTICAS PÚBLICAS PARA ACESSO A ALIMENTAÇÃO ADEQUADA

Programa Nacional de Alimentação Escolar - PNAE

Recentemente reformulado por meio da Lei nº 11.947/2009, que o estendeu para toda a rede pública de educação – básica, incluindo o ensino médio, de jovens e adultos –, esse programa alcançou um total de 47 milhões de escolares em 2010. Sua lei instituiu o investimento de ao menos 30% dos recursos destinados ao PNAE, na compra de produtos gerados pela agricultura familiar, sem necessidade de licitação e priorizando alimentos orgânicos e/ou agroecológicos, de forma a facilitar a oferta de alimentação mais saudável e mais próxima dos hábitos alimentares locais. A iniciativa também inclui repasses financeiros ampliados a alunos indígenas e quilombolas.

Como desafio, é importante que o PNAE consolide e dissemine seu sistema de monitoramento e avaliação, assim como a sistemática ampliação e qualificação de ações de educação alimentar e nutricional, de modo a fazer do programa um espaço efetivo para a promoção de uma alimentação saudável e a formação de sujeitos de direitos.

Rede de equipamentos públicos de SAN

Criada a partir de 2003, tem mais de 500 unidades em funcionamento atualmente. São equipamentos públicos voltados para municípios grandes e médios e estão mais presentes nas regiões Sul e Sudeste. Ela conta com uma estrutura operacional composta pelos equipamentos de oferta de alimentação adequada e saudável: restaurantes populares e cozinhas comunitárias; e pelos equipamentos de abastecimento e combate ao desperdício de alimentos: unidades de apoio à distribuição de alimentos da agricultura familiar, bancos de alimentos e mercados populares. O desafio principal é a ampliação da capilaridade dessa rede para todo o território nacional. Além disso, há necessidade de institucionalização, definição dos compromissos e responsabilidades dos entes federados, padronização dos serviços, sustentabilidade dos equipamentos pela ação direta do Estado e integração desses com o PAA, a fim de fortalecer a estruturação de redes descentralizadas de SAN.

Distribuição de alimentos a grupos específicos

Tendo como foco a distribuição de alimentos a populações extremamente vulneráveis, foram entregues mais de 220 mil toneladas de alimentos entre 2003 e 2008 por meio de cestas de alimentos para famílias acampadas que aguardavam o programa de reforma agrária, comunidades de terreiros – pela capilaridade que possuem junto à população negra e de menor poder aquisitivo –, indígenas, quilombolas, atingidos por barragens e populações residentes em municípios vítimas de calamidade pública.

Carteira Indígena

Os projetos da Carteira Indígena apoiam a produção de alimentos para a autossustentação, tais como, os destinados a criações de hortas comunitárias, animais e agroflorestas, ao artesanato, agroextrativismo, recuperação de áreas degradadas e acesso a água e, ainda, à construção de equipamentos para alimentação. Já apoiou quase 300 projetos, atendendo a 22 mil famílias indígenas. A instabilidade institucional é seu principal desafio, por fazer parte de um projeto que encerra em 2011.

Acesso a água para consumo e produção

Foram analisados dois programas voltados para a região semiárida nordestina: o Programa de Cisternas – primeira água –, que construiu 273 mil cisternas entre 2003 e 2009 e atende 1,4 milhão de pessoas; e o Programa Segunda Água – água para produção –, que fez 2.892 implantações entre 2007 e 2009. Um desafio dessas ações é o monitoramento de qualidade da água disponível às famílias. Esses programas possuem metas relevantes estabelecidas no Plano Brasil Sem Miséria, a partir do Programa Água Para Todos, o que resulta na ampliação dos parceiros envolvidos na implementação de cisternas para universalização do acesso a água por famílias de baixa renda habitantes da zona rural.

Programa de Alimentação do Trabalhador - PAT

Atendia 131 mil empresas em agosto de 2010, contemplando treze milhões de trabalhadores. É um programa concentrado no Sudeste e atende mais de 70% dos trabalhadores com menos de cinco salários mínimos. Na agenda do PAT, tornam-se necessárias revisões importantes de seu marco legal que permitam ampliar o acesso por trabalhadores a benefícios, acompanhando as mudanças que vêm ocorrendo no mercado de trabalho e que possibilite também, levar a mão de obra para regiões onde o desenvolvimento industrial ainda está sendo construído. Como em outros programas, o componente de educação alimentar e nutricional necessita ser fortalecido.

4.5.4.5 DIRECIONAMENTO DE NOVAS MEDIDAS ADAPTATIVAS QUE BUSQUEM EXPANDIR A SEGURANÇA ALIMENTAR

Conclusivamente, depreende-se dos subitens acima que diversas ações e políticas colaboram efetivamente para adaptaro sistema de segurança alimentar em diversos níveis de atuação. De qualquer forma, um direcionamento mais integrado de novas medidas adaptativas poderia promover avanços na incorporação de novos modelos e paradigmas de produção agropecuária.

De um lado, poder-se-ia focar em descentralização da produção, busca de soluções mais adaptadas às condições locais, diversificação da oferta interna de alimentos e qualidade nutricional, e de outro, na capacidade de se lidar com instrumentos de gestão de produção e armazenamento – principalmente diante de novas instabilidades trazidas por mudança climática – e, também, na adoção de medidas que permitam reestruturar os sistemas de produção agrícola. Tais iniciativas devem atender a múltiplos propósitos e, mesmo ao se adaptarem a mudanças climáticas, devem continuar produzindo alimentos de forma sustentável e contribuindo para a redução e sequestro de emissões de GEEs, além de, simultaneamente, respeitar e trazer melhorias a aspectos sociais, econômicos e ambientais delas decorrentes.

O meio para se alcançar tais avanços deve incluir, em conjunto com programas de garantia e transferência de renda, de crédito e de pesquisas para adaptação, um esforço de inovação no campo, baseado na criação de um ambiente institucional adequado.

Do ponto de vista do desenvolvimento sustentável, especial atenção deve ser dada para:

- a rearticulação e capacitação continuada da rede de extensão rural, pública e privada;

- a transferência de conhecimentos e tecnologias adaptadas às condições locais;
- a promoção do desenvolvimento regional;
- ações de formação de capital humano paracadeias produtivas ligadas à agricultura; e, ainda,
- a organização de produtores e agrupamentos regionais de produção.

Objetivamente, mesmo diante dos novos desafios trazidos por mudanças climáticas, esse direcionamento deve levar à sustentabilidade em sua concepção mais plural ou multisetorial. A agricultura familiar parece dar alguns indícios de que há caminhos possíveis para atingi-la, desde que se esteja apto a adotar alterações significativas de modelos e paradigmas atuais de produção, distribuição e acesso aos alimentos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ab'Saber, A.N., 2000: Fundamentos da geomorfologia costeira do Brasil atlântico inter e subtropical. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 1(1), 27-43.

Abell, R. *et al.*, 2008: Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *Bioscience*, 58(5), 403-414.

Abiove, 2010: *Moratória da soja*. 3º Ano do Mapeamento e Monitoramento do Plantio de Soja no Bioma Amazônia. Associação Brasileira das Indústrias de Óleos Vegetais (Abiove) Disponível em http://www.inpe.br/noticias/arquivos/pdf/soja_monitoramento03.pdf:

Abraf, 2010: *Anuário estatístico da Abraf 2010 ano base 2009*. Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas (Abraf), Brasília, DF. 140 pp.

Abrahams, C., 2008: Climate change and lakeshore conservation: a model and review of management techniques. *Hydrobiologia*, 613(1): 33-43.

Abson, D.J. e M. Termansen, 2010: Valuing ecosystem services in terms of ecological risks and returns. *Conservation Biology*, 25(2), 250-258.

Adger, W.N., 2006: Vulnerability. *Global Environmental Change*, 16(3), 268-281.

Adrian, R. *et al.*, 2009: Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and Oceanography*, 54(6, part 2): 2283-2297.

Agostinho, A.A. *et al.*, 2005: Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. *Megadiversidade*, 1(1), 70-78.

Alberto, C.M. *et al.*, 2006: Água no solo e rendimento do trigo, soja e milho associados ao *El Niño* Oscilação Sul. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 41(7), 1067-1075.

Alexandre, G.R. *et al.*, 2009: Estudo para a identificação da altura anual de precipitação na região metropolitana de Belo Horizonte a partir de modelos climáticos. XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 22-26 de novembro, Campo Grande, MS. Disponível em http://www.pimentadeavila.com.br/attachments/article/241/Gladstone_01.pdf

Alexandre, G.R. *et al.*, 2010: Estudo para identificação de tendências do regime pluvial na região metropolitana de Belo Horizonte a partir de métodos estatísticos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 15(2), 115-126.

Almeida, L.G. *et al.*, 2007: Análise multitemporal da Baía de Vitória (ES) utilizando sENSORiamen-
to remoto. pp. 4557-4564. In Anais do SBSR 13. Simpósio Brasileiro de SENSORiamento Remoto
(SBSR), 13, 21-15 de abril, Florianópolis, SC. Disponível em <http://marte.sid.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2006/11.01.22.12/doc/4557-4564.pdf>. Acessado em: 17/08/2008.

Almeida, P.M.M., 2007: *Utilização de imagens de satélite para análise multi-temporal do manguezal de Guaratiba, RJ*. Monografia de Bacharelado, Departamento de Oceanografia da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJU). 91 pp.

Almeida, P.M.M., 2010: *Análise espaço-temporal da área ocupada por florestas de mangue em Guaratiba (Rio de Janeiro, RJ) de 1985 até 2006 e sua relação com as variações climáticas*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). 143 p.

Alongi, D.M., 2008: Mangrove forests: resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 76(1), 1-13.

Alves, J.M.B. *et al.*, 1995: Variações pluviométricas no Nordeste brasileiro: comparações com mudanças climáticas globais. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 10(1-2), 42-47.

Alves, J.M.B. *et al.*, 2005: Uma avaliação preliminar de simulações climáticas de um modelo regional espectral aninhado em um modelo global (ECHAM4.5) sobre o setor norte da região Nordeste do Brasil (1971-2000) . *Revista Brasileira de Meteorologia*, 20(2), 191-206.

Alves, J.M.B. *et al.*, 2006: Mecanismos atmosféricos associados a ocorrência de precipitação intensa sobre o Nordeste do Brasil durante janeiro 2004. *Revista Brasileira de Meteorologia*, Brasil, 21(1), 56-76.

Ambrizzi, T. *et al.*, 2007: Cenários regionalizados de clima no Brasil e América do Sul para o século XXI: projeções de clima usando três modelos regionais: Relatório 3. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Brasília, DF. 108 pp.

Ambrosetti, W. *et al.* 2003: Residence time and physical processes in lakes, *J. Limnol.*, 62(Suppl. 1), 1-15.

Amis, M.A. *et al.*, 2009: Integrating freshwater and terrestrial priorities in conservation planning. *Biological Conservation*, 142(10), 2217-2226.

Amorim, A.F. e C.A. Arfelli, 1979: Reproduccion del pez espada (*Xiphias gladius*, L. 1758) en el sudeste y sur del Brasil. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT), *Collective Volume of Scientific Papers*, 9(3.), 624-626.

ANA, 2005a: Disponibilidade e demandas de recursos hídricos no Brasil. Estudo técnico. Agência Nacional de Água (ANA), Cadernos de Recursos Hídricos. Brasília, DF.

- ANA, 2005b: Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil. Estudo técnico. Agência Nacional de Água (ANA), Cadernos de Recursos Hídricos. Brasília, DF.
- ANA, 2006: Plano de Ações e Gestão Integrada do Complexo Estuarino-lagunar Mundaú-Manguaba (CELMM). Resumo Executivo. Agência Nacional de Águas (ANA), Brasília, DF. Disponível em http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/planejamento/planoderecursos/Celmm_Inicial.aspx.
- ANA, 2009: Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2009. Agência Nacional de Águas (ANA). Brasília, DF.
- ANA, 2010: Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2010. Agência Nacional de Águas (ANA). Brasília, DF.
- ANA, 2011: Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil. Informe 2011. Agência Nacional das Águas (ANA), Brasília, DF. 112 pp. Disponível em <http://conjuntura.ana.gov.br/conjuntura/>.
- Anciães, M. e A.T. Peterson, 2006: Climate change effects on neotropical manakin diversity based on ecological niche modeling. *The Condor*, 108(4), 778-791.
- Angulo, R.J. et al., 2006: Paraná. In: *Erosão e progradação do litoral brasileiro*, [Muehe, D. (Org.)], Ministério do Meio Ambiente (MMA) e Programa de Geologia e Geofísica Marinha (PGGM), Brasília, DF: MMA/ PGGM, 476 pp.
- Araújo, A.S.F. de e W.J. de Melo, 2010: Soil microbial biomass in organic farming system. *Cienc. Rural*, 40(11). Disponível em http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-84782010001100029&lng=en&nrm=iso.
- Araújo, J.A et al, 2003: Sedimentação de reservatórios no semiárido do Brasil". In: *Global Change And Regional Impacts: Water Availability and Vulnerability of Ecosystems and Society*, [Gaiser; T (Orgs.)]. Berlin, Germany: Springer Verlag.
- Arfelli, C.A. et al., 1997: Standardized CPUE for swordfish caught by Santos longliners off Southern Brazil (1986-95). International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT), *Collective Volume of Scientific Papers*, 46(3), 386-389.
- Aronson, J., 2011: What role should government regulation play in ecological restoration? Ongoing debate in São Paulo State, Brazil. *Restoration Ecology*, 19(6), 690-695.
- Assad, E.D. et al., 2007: Mudanças climáticas e agricultura: uma abordagem agroclimatológica. *Ciência & Ambiente*, 34, 169-182.
- Assad E.D. et al., 2008: Mudanças climáticas e a produção de grãos no Brasil: avaliação dos possíveis impactos. *Plenarium*, 5(5), 96-117.

Assad, E.D. e H.S. Pinto; 2008: Aquecimento global e cenários futuros da agricultura brasileira, Cepagri/Unicamp e Embrapa Informática Agropecuária, 84 pp. Disponível em http://www.greenepeace.org/brasil/PageFiles/3580/Eduardo_Assadi_EMBRAPA.pdf

Astolpho, S.M. e P.P. Gusmão, 2008: Potential social risk, pp. 121-148. In: *Macrodiagnóstico da zona costeira e marinha do Brasil (Macrodiagnosis of the Coastal and Marine Zone of Brazil)*, [Zamboni, A. e J.L. Nicolodi (Orgs.)], Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental, Brasília, DF, 242 pp.

Augustin, N.H. *et al.*, 2008: Predicting river flows for future climates using an autoregressive multinomial logit model, *Water Resour. Res.*, 44(7), W07403, doi:10.1029/2006WR005127.

Baillie, J.E.M. *et al.* (Eds.), 2004: *2004 IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment*. International Union for Conservation of Nature (IUCN), Gland, Switzerland. Disponível em http://www.ib.usp.br/limnologia/textos/Red_List_2004_book.pdf.

Bakun, A., 1990: Global climate change and intensification of coastal ocean upwelling. *Science*, New Series, 247(4939), 198-201.

Banco Mundial, 2010: Relatório sobre o Desenvolvimento Mundial 2010: Desenvolvimento e Mudança climática. São Paulo, SP: Editora da Unesp, 440 pp. Disponível em http://siteresources.worldbank.org/INTWDR2010/Resources/5287678-1226014527953/WDR10_AdOverview_BP_Web.pdf

Bard, F.X., 1988: *Le thon germon Thunnus alalunga (Bonnaterre, 1788) de l'océan Atlantique – de la dynamique des populations à la stratégie démographique*. Thèse de Doctorat, Université Paris 6, 330 pp.

Barnett, J. *et al.*, 2008: The hazards of indicators: insights from the environmental vulnerability index. *Annals of the Association of American Geographers*, 98(1), 102-119

Barros, V. *et al.*, 1999: Recent precipitation trends in South America to the east of the Andes. An introduction of climatic variability. In: *Southern Hemisphere paleo and neo climates*. [Volheimer, W. e P. Smolka, (Eds.)]. Berlin and Heidelberg, Germany: Springer Verlag.

Barth, F.T. e C.T. Pompeu 1987: Fundamentos para a gestão dos recursos hídricos. In *Modelos para gerenciamento de recursos hídricos*. São Paulo, SP: Editora Nobel.

Bates, B. *et al.*, 2008: Climate Change and Water. IPCC Technical Paper VI. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Secretariat, Geneva, Switzerland, 210 pp.

Beddington, J., 2010: Food security: contributions from science to a new and greener revolution. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 365(1537), 61-71.

Behrenfeld, M.J. *et al.*, 2006: Climate-driven trends in contemporary ocean productivity. *Nature*, 444, 752-755, doi:10.1038/nature0531.

Behrenfeld, M.J., 2011: Biology: Uncertain future for ocean algae. *Nature Climate Change*, 1, 33-34, doi:10.1038/nclimate1069.

Benayas, J.M.R. *et al.*, 2009: Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325(5944), 1121-1124, doi:10.1126/science.1172460.

Benincà, E. *et al.* 2008: Chaos in a long-term experiment with a plankton community. *Nature*, 451, 822-825.

Berkes, F. *et al.*, 2003: *Navigating Social Ecological Systems: Building Resilience for Complexity and Change*. New York, NY: Cambridge University Press, 416 pp.

Berlato, M.A. e D.C. Fontana, 1999: Variabilidade interanual da precipitação pluvial e rendimento da soja no Estado do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, 7(1), 119-125.

Berlato, M.A. *et al.*, 2005: Associação entre *El Niño* Oscilação Sul e a produtividade do milho no Estado do Rio Grande do Sul. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 40(5), 423-432.

Bernard, E. *et al.*, 2011: Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Atlantic Forest in face of bioethanol expansion. *Tropical Conservation Science*, 4(3), 267-275.

Bettencourt, L.M.A. e J. Kaur, 2011: Evolution and structure of sustainability science. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(49), 19540-19545, doi:10.1073/pnas.1102712108.

Biemans, H. *et al.*, 2006: Water and climate risks: a plea for climate proofing of water development strategies and measures. 4th World Water Forum, México, March 2006. Disponível em http://www.hydrology.nl/images/docs/dutch/cpwc/Water_and_climate_risks.pdf.

Bierwagen, B.G. *et al.*, 2008: Capacity of management plans for aquatic invasive species to integrate climate change. *Conservation Biology* 22(3), 568-574.

Bindoff, N.L. *et al.*, 2007: Observations: oceanic climate change and sea level. Chapter 5, pp. 385-432. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S. *et al.* (Eds.)]. Cambridge, UK, e New York, NY, USA: Cambridge University Press. Disponível em <http://www.IPCC.ch/pdf/assessment-report/AR4/wg1/AR4-wg1-chapter5.pdf>.

Binford, M.W. *et al.*, 1983: Paleolimnology: an historical perspective on lacustrine ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 14, 255-286.

Bird, E.C.F., 1994: Physical setting and geomorphology of coastal lagoons, pp. 9-39 In: *Coastal Lagoon Processes*, [B. Kjerfve]. New York, NY: Elsevier, Elsevier Oceanography Series, vol. 60, 577 pp.

Bittencourt, A.C.S. *et al.*, 2006: Sergipe In: *Erosão e progradação do litoral brasileiro*, [Muehe, D. (Org.)], Ministério do Meio Ambiente (MMA) e Programa de Geologia e Geofísica Marinha (PGGM), Brasília, DF: MMA/ PGGM, 476 pp..

- Block, B. e E. Stevens (Eds.), 2001: *Tuna: Physiology, Ecology, and Evolution*. San Diego, CA, USA: Academic Press, 468 pp.
- Block, P.J. *et al.*, 2009: A streamflow forecasting framework using multiple climate and hydrological models. *Journal of the American Water Resources Association*, 45(4), 828-843.
- Boyce, D.G. *et al.*, 2008: Effects of temperature on global patterns of tuna and billfish richness. *Marine Ecology Progress Series*, 355, 267–276, doi:10.3354/meps07237.
- Boyce, D.G. *et al.*, 2010: Global phytoplankton decline over the past century. *Nature*, 466, 591-596.
- Bozelli, R.L. *et al.*, 1992: Padrões de funcionamento das lagoas do Baixo Rio Doce: variáveis abióticas e clorofila-a (Espírito Santo, Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 4, 13-31.
- Bradley, R.S., 1999: *Paleoclimatology: Reconstructing Climates of the Quaternary*. San Diego, CA, USA: Academic Press, 610pp.
- Braga, C.F. *et al.*, 2011: Benthic macroinfaunal assemblages associated with Amazonian saltmarshes. *Wetlands Ecol Manage.* 19(3), 257-271.
- Brasil, 2006a: Plano Nacional de Recursos Hídricos, Panorama e estado dos recursos hídricos do Brasil, vol. 1. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Secretaria de Recursos Hídricos (SRH), Brasília, DF.
- Brasil, 2006b Plano Nacional de Recursos Hídricos, Águas para o futuro: cenários para 2020, vol 2. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Secretaria de Recursos Hídricos (SRH), Brasília, DF.
- Brasil, 2007: Decreto nº 6.263, de 21 de novembro de 2007, institui o Comitê Interministerial sobre Mudança do Clima e orienta sobre o Plano Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC). Presidência da República, Brasília, DF.
- Brasil, 2008: Plano Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC). Presidência da República, Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República, Comitê Interministerial sobre Mudança do Clima, Brasília, DF. Disponível em http://www.mma.gov.br/estruturas/smcq_climaticas/_arquivos/plano_nacional_mudanca_clima.pdf
- Brasil, 2010: Diagnóstico dos serviços de água e esgotos 2008, Tabelas de informações e indicadores. Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA), Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), Brasília, DF, 408 pp.
- Brasil, 2011: Lista de espécies da flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em <http://floradobrasil.jbrj.gov.br>. Acessado em 23/12/2011.
- Broad, K. *et al.*, 2007: Climate, stream flow prediction and water management in northeast Brazil: societal trends and forecast value. *Climatic Change*, 84(2), 217-239.

Brook, B.W. *et al.*, 2008: Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(8), 453-460.

Brookes, J.D. e C.C. Carey, 2011: Resilience to blooms. *Science*, 334(6052), 46-47.

Browning, K.A., 1985: Conceptual models of precipitation systems. *Meteorological Magazine*, 114(1359), 293-319.

Bruce, J.P., 1997: Impact of climate change on lakes and reservoirs. Chapter 1, pp. 1-22. In: *The world's lakes in crisis*. [Jørgensen, S.E. *et al.*]. Internacional Lake Environment Comitee Foundation (ILEC), United States environmental Programme (Unep). UNEP/ILEC Guidelines of Lake Management series, vol. 6.

Buckeridge, M.S. *et al.*, 2010: Routes for cellulosic ethanol in Brazil. In: *Sugarcane Bioethanol: R&D for Productivity and Sustainability* [Cortez, L.A.B. (Ed.)], pp. 365-380. São Paulo, SP: Edgard Blucher.

Burlandy, L., 2009: A construção da política de segurança alimentar e nutricional no Brasil: estratégias e desafios para a promoção da intersectorialidade no âmbito federal de governo. *Ciência e Saúde Coletiva*, 14(3), 851-860.

Butterfield, R.E. e J.I.L. Morison, 1992: Modeling the impact of climatic warming on winter cereal development. *Agricultural and Forest Meteorology*, 62(3-4), 241-261.

Cabanes, C. *et al.*, 2001: Sea level rise during past 40 years determined from satellite and *in situ* observations. *Science*, 294(5543), 840-842.

Caldeira, K. e M.E. Wickett, 2003: Anthropogenic carbon and ocean pH, *Nature*, 425, 365.

Calliari, L.J. *et al.*, 1998: Stable focus of wave rays as a reason of local erosion at the Southern Brazilian coast. *Proc. International Coastal Symposium.*, Florida, Suppl., SI 26, 19-23.

Calmon, M. *et al.*, 2011: Emerging threats and opportunities for biodiversity conservation and ecological restoration in the Atlantic Forest of Brazil. *Restoration Ecology*, 19(2), 154-158.

Campos, J.N.B. e L.F.A. Nêris, 2009: Mudanças climáticas e disponibilidades hídricas no semiárido: resultados preliminares. In: *Clima do Atlântico Tropical e Impactos Sobre o Nordeste (CATIN)* [Servain, J. *et al.* (Coords.)], Fortaleza, CE, Projeto CNPq-IRD, Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (Funceme) e Institut de Recherche pour le Developpement (IRD).

Campos, J.N.B. *et al.*, 2003: Vulnerabilidade no rendimento de reservatórios em mudanças climáticas. In: *Global change and regional impacts: water availability and vulnerability of ecosystems and society*. [Gaiser, T. *et al.* (Orgs.)] Berlin, Germany: Springer Verlag.

Cane, M., 2010: Decadal predictions in demand. *Nature Geoscience*, 3, 231-232.

Canedo, P. *et al.*, 2011: Chuvas na Região Serrana do Rio de Janeiro. Sugestões para Ações de Engenharia e Planejamento. Coppe/UFRJ, Rio de Janeiro. Disponível em http://www.coppe.ufrj.br/pdf_revista/relatoriochuvas.pdf

Caramori, P.H. *et al.*, 1996: Coffee shade with Mimosa scabrella Benth. for frost protection in southern Brazil. *Agroforestry Systems*. Amsterdam. 33(3), 205-214.

Cardoso, G.B.B. *et al.*, 2007: Uso de otimização/simulação e previsão de aflúncias na operação tática dos reservatórios do sistema Jaguaribe-Metropolitana, CE. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 11(4), 175-186.

Cardoso, G.B.B. *et al.*, 2009: Uso de otimização/simulação e previsão de aflúncias na operação tática de reservatórios, pp. 13-28. In: *Informações climáticas em recursos hídricos*. [Reis Junior, D.S. e E.S.P.R. Martins (Orgs.)]. Fortaleza, CE: Expressão Gráfica.

Carvalho, J.L.N. *et al.*, 2010: Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34(2), 277-289.

Castro, A.L.C., 2007: Manual de Planejamento da Defesa Civil, volume 1. Ministério da Integração Nacional, Secretária da Defesa Civil.

Castro, C.M. *et al.*, 2005: Riscos ambientais e geografia: conceituações, abordagens e escalas. (Environmental risks and geography: concepts, approaches and scales). In: *Anuário do Instituto de Geociências*, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), 28(2), 11-30.

Cayré, P., 1990: Les migrations: un comportement déclenché et guidé par l'environnement. *Collective Volume of Scientific Papers*, 32, 158-168.

Cayré, P. e C. Brown, 1986: Variabilité des rendements en albacore (*Thunnus albacares*) et listao (*Katsuwonus pelamis*) en relation avec les anomalies interannuelles de la température de surface. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT), *Collective Volume of Scientific Papers*, 25, 67-76.

Cedeplar/ Fiocruz, 2008. Mudanças climáticas, migrações e saúde: cenários para o Nordeste Brasileiro 2000-2050. Centro de desenvolvimento e Planejamento Regional (CedePlar) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) e Fundação Oswaldo Cruz (FioCruz), 46 pp.

Cepea/ USP, 2011: Indicadores de preços. Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada (Cepea) da Universidade de São Paulo. Disponível em: <http://www.cepea.esalq.usp.br/> Acesso em dezembro de 2011.

CGEE, 2007. Mar e ambientes costeiros. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos (CGEE), Brasília, DF, 324 pp.

Charles, S.P. *et al.*, 2004: Statistical downscaling of daily precipitation from observed and modelled atmospheric fields, *Hydrol. Processes*, 18(8), 1373-1394, doi:10.1002/hyp.1418.

- Brook, B.W. *et al.*, 2008: Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(8), 453-460.
- Brookes, J.D. e C.C. Carey, 2011: Resilience to blooms. *Science*, 334(6052), 46-47.
- Browning, K.A., 1985: Conceptual models of precipitation systems. *Meteorological Magazine*, 114(1359), 293-319.
- Bruce, J.P., 1997: Impact of climate change on lakes and reservoirs. Chapter 1, pp. 1-22. In: *The world's lakes in crisis*. [Jørgensen, S.E. *et al.*]. Internacional Lake Environment Comitee Foundation (ILEC), United States environmental Programme (Unep). UNEP/ILEC Guidelines of Lake Management series, vol. 6.
- Buckeridge, M.S. *et al.*, 2010: Routes for cellulosic ethanol in Brazil. In: *Sugarcane Bioethanol: R&D for Productivity and Sustainability* [Cortez, L.A.B. (Ed.)], pp. 365-380. São Paulo, SP: Edgard Blucher.
- Burlandy, L., 2009: A construção da política de segurança alimentar e nutricional no Brasil: estratégias e desafios para a promoção da intersetorialidade no âmbito federal de governo. *Ciência e Saúde Coletiva*, 14(3), 851-860.
- Butterfield, R.E. e J.I.L. Morison, 1992: Modeling the impact of climatic warming on winter cereal development. *Agricultural and Forest Meteorology*, 62(3-4), 241-261.
- Cabanes, C. *et al.*, 2001: Sea level rise during past 40 years determined from satellite and in situ observations. *Science*, 294(5543), 840-842.
- Caldeira, K. e M.E. Wickett, 2003: Anthropogenic carbon and ocean pH, *Nature*, 425, 365.
- Calliari, L.J. *et al.*, 1998: Stable focus of wave rays as a reason of local erosion at the Southern Brazilian coast. *Proc. International. Coastal Symposium.*, Florida, Suppl., SI 26, 19-23.
- Calmon, M. *et al.*, 2011: Emerging threats and opportunities for biodiversity conservation and ecological restoration in the Atlantic Forest of Brazil. *Restoration Ecology*, 19(2), 154-158.
- Campos, J.N.B. e L.F.A. Nêris, 2009: Mudanças climáticas e disponibilidades hídricas no semiárido: resultados preliminares. In: *Clima do Atlântico Tropical e Impactos Sobre o Nordeste (CATIN)* [Servain, J. *et al.* (Coords.)], Fortaleza, CE, Projeto CNPq-IRD, Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (Funceme) e Institut de Recherche pour le Developpement (IRD).
- Campos, J.N.B. *et al.*, 2003: Vulnerabilidade no rendimento de reservatórios em mudanças climáticas. In: *Global change and regional impacts: water availability and vulnerability of ecosystems and society*. [Gaiser, T. *et al.* (Orgs.)] Berlin, Germany: Springer Verlag.
- Cane, M., 2010: Decadal predictions in demand. *Nature Geoscience*, 3, 231-232.

Canedo, P. *et al.*, 2011: Chuvas na Região Serrana do Rio de Janeiro. Sugestões para Ações de Engenharia e Planejamento. Coppe/UFRJ, Rio de Janeiro. Disponível em http://www.coppe.ufrj.br/pdf_revista/relatoriochuvas.pdf

Caramori, P.H. *et al.*, 1996: Coffee shade with *Mimosa scabrella* Benth. for frost protection in southern Brazil. *Agroforestry Systems*. Amsterdam. 33(3), 205-214.

Cardoso, G.B.B. *et al.*, 2007: Uso de otimização/simulação e previsão de aflúncias na operação tática dos reservatórios do sistema Jaguaribe-Metropolitana, CE. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 11(4), 175-186.

Cardoso, G.B.B. *et al.*, 2009: Uso de otimização/simulação e previsão de aflúncias na operação tática de reservatórios, pp. 13-28. In: *Informações climáticas em recursos hídricos*. [Reis Junior, D.S. e E.S.P.R. Martins (Orgs.)]. Fortaleza, CE: Expressão Gráfica.

Carvalho, J.L.N. *et al.*, 2010: Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34(2), 277-289.

Castro, A.L.C., 2007: Manual de Planejamento da Defesa Civil, volume 1. Ministério da Integração Nacional, Secretária da Defesa Civil.

Castro, C.M. *et al.*, 2005: Riscos ambientais e geografia: conceituações, abordagens e escalas. (Environmental risks and geography: concepts, approaches and scales). In: *Anuário do Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)*, 28(2), 11-30.

Cayré, P., 1990: Les migrations: un comportement déclenché et guidé par l'environnement. *Collective Volume of Scientific Papers*, 32, 158-168.

Cayré, P. e C. Brown, 1986: Variabilité des rendements en albacore (*Thunnus albacares*) et listao (*Katsuwonus pelamis*) en relation avec les anomalies interannuelles de la température de surface. *International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT), Collective Volume of Scientific Papers*, 25, 67-76.

Cedeplar/ Fiocruz, 2008. Mudanças climáticas, migrações e saúde: cenários para o Nordeste Brasileiro 2000-2050. Centro de desenvolvimento e Planejamento Regional (CedePlar) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) e Fundação Oswaldo Cruz (FioCruz), 46 pp.

Cepea/ USP, 2011: Indicadores de preços. Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada (Cepea) da Universidade de São Paulo. Disponível em: <http://www.cepea.esalq.usp.br/> Acesso em dezembro de 2011.

CGEE, 2007. Mar e ambientes costeiros. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos (CGEE), Brasília, DF, 324 pp.

Charles, S.P. *et al.*, 2004: Statistical downscaling of daily precipitation from observed and modelled atmospheric fields, *Hydrol. Processes*, 18(8), 1373-1394, doi:10.1002/hyp.1418.

Chazdon, R.L., 2008: Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands, *Science*, 320, 1458-1460.

Chazdon R.L. *et al.*, 2009: Beyond reserves: a research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes, *Biotropica*, 41(2), 142-153.

Cheung, W.L. *et al.*, 2009: Large-scale redistribution of maximum fisheries catch potential in the global ocean under climate change. *Global Change Biology*, 16, 24-35.

Chiew, F.H. S., e T.A. McMahon, 2002: Modelling the impacts of climate change on Australian streamflow, *Hydrol. Processes*, 16(6), 1235-1245, doi:10.1002/hyp.1059.

Chiew, F. H. S. *et al.*, 2009: Estimating climate change impact on runoff across southeast Australia: method, results, and implications of the modeling method, *Water Resour. Res.*, 45(10), W10414, doi:10.1029/2008WR007338.

Christofidis, D., 2002: Irrigação: a fronteira hídrica na produção de alimentos. *Revista Item*, n° 54, 2° Trim. Brasília, DF.

Christofidis, D., 2005: Água na produção de alimentos. O papel da Academia e da indústria no alcance do desenvolvimento sustentável (Water in food production: university and industry work on sustainable development) REACH, 1° Congresso Internacional de Cooperação Universidade – Empresa (Unindu), Ubatuba, SP, Brasil, *Revista Ciências Exatas*, 12(1), 37-46, 2006.

Christofidis, D. e G. Goretti, 2009: Os dez mais da irrigação. In: Revista Trimestral da Associação Brasileira de Irrigação e Drenagem, *Item*, n° 83-84, 3° e 4° Trim. 2009. pp. 50-54.

Clarke, R.T.e P.L.S Dias, 2003: As necessidades de observação e monitoramento dos ambientes brasileiros quanto aos recursos hídricos. Publicação de apoio à prospecção CT-HIDRO 05. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos (CGEE). Disponível em http://www.finep.gov.br/fundos_setoriais/ct_hidro/documentos/ct-hidro01obs_e_monit_amb_rh.pdf

Cleugh, H. *et al.* (Eds.), 2011: Climate change: science and solutions for Australia, Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (CSIRO) Publishing, Australia, 168 pp.

Codd, G. A., 2000: Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control, *Ecological Engineering*, 16(1), 51-60.

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

Cole, J.J. e M.L. Pace, 2000: Persistence of net heterotrophy in lakes during nutrient addition and food web manipulations, *Limnology and Oceanography*, 45(8), 1718-1730.

- Collischonn, W. e C.E.M. Tucci, 2005: Previsão sazonal de vazão na Bacia do Rio Uruguai ajuste e verificação do modelo hidrológico distribuído. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 10(4), 43-59.
- Conde, D. et al., 2002: Marine intrusions in a coastal lagoon enhance the negative effect of solar UV radiation on phytoplankton photosynthetic rates. *Marine Ecology Progress Series*, 240, 57-70.
- Conrad, R. et al., 2011: Stable carbon isotope discrimination and microbiology of methane formation in tropical anoxic lake sediments. *Biogeosciences*, 8(3), 795-814.
- Consea, 2010: *A segurança alimentar e nutricional e o direito humano à alimentação adequada no Brasil*. Indicadores e Monitoramento da Constituição de 1988 aos dias atuais. Conselho Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional (Consea), Brasília, DF, 35 pp.
- Costa dos Santos, C.A. et al., 2009: Tendências dos índices de precipitação no Estado do Ceará. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 24(1), 39-47.
- Costa, C.S.B. e A.J. Davy, 1992: Coastal plant communities of Latin America, pp. 179-199. In: *Coastal saltmarsh communities of Latin America* [Seeliger, U. (Ed.)]. San Diego, CA, USA: Academic Press.
- Costa, C.S.B., 1998a: Plantas de marismas e terras alagáveis, pp. 25-28. In: *Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil* [Seeliger, U. et al. (Eds.)]. Rio Grande, RS: Editora Ecoscientia, 342 pp.
- Costa, C.S.B., 1998b: A função das marismas na qualidade ambiental costeira, pp. 162-172. In: *Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*, vol. 5. Academia de Ciências do Estado de São Paulo (ACIESP), no 104. Águas de Lindóia, SP, 2-7 abril.
- Costa, C.S.B. e J.C. Marangoni, 2000: Impacto ambiental do asfaltamento da BR 101 sobre as marismas de São José do Norte (RS, Brasil): estado atual e efeitos potenciais, pp. 268-291. *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*, vol. 1. Academia de Ciências do Estado de São Paulo (ACIESP), no 109. São Paulo, 10-15 outubro.
- Costa, C.S.B. et al., 1997: Distribuição, funções e valores das marismas e pradarias submersas no estuário da Lagoa dos Patos (RS, Brasil).. *Atlântica*, 19, 65-83, 1997.
- Costa, C.S.B. et al., 2003: Plant zonation in irregularly flooded salt marshes: relative importance of stress tolerance and biological interactions. *Journal of Ecology*, 91(6), 951-965.
- Costa, F.X. et al, 2009: Efeitos residuais da aplicação de biossólidos e da irrigação com água residual no crescimento do milho. *Rev. bras. eng. agríc. ambient.*, 13(6).
- Costa, M. e J. Foley, 1999: Trends in the hydrologic cycles of the Amazon Basin. *J. Geophys. Res*, 104(D12), 14189-. 14198.

- Cotta, M.K. et al. 2008: Quantificação de biomassa e geração de certificados de emissões reduzidas no consórcio seringueira-cacau. *Rev. Árvore*, 32(6), 969-978. Disponível em <http://www.scielo.br/pdf/rarv/v32n6/a02v32n6.pdf>.
- Craft, C., 2007: Freshwater input structures soil properties, vertical accretion, and nutrient accumulation of Georgia and US tidal marshes. *Limnol Oceanogr*, 52(3), 1220-1230.
- Cunha, S.R. et al., 2005: Production dynamics of *Spartina alterniflora* salt marshes in the estuary of Patos Lagoon (RS, Brazil): A simulation model approach. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.*, 9(2), 75-85.
- Curtis, S. e S. Hastenrath, 1999: Trend of upper-air circulation and water vapor over equatorial South America and adjacent oceans. *Int. J. Climatology*, 19(8), 863-876.
- Cury, P., 1994: Obstinate nature: an ecology of individuals. Thoughts on reproductive behavior and biodiversity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51(7), 1664-1673.
- Datsenko, N.M. et al., 1995: Variações pluviométricas no Nordeste brasileiro: comparações com mudanças climáticas globais. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 10(1-2), 42-47.
- Davy, A.J. e C.S.B. Costa, 1992: Development and organization of saltmarsh communities, pp. 157-178. In: *Coastal Plant Communities of Latin America* [Seeliger, U (Ed.). San Diego, CA, USA: Academic Press.
- Day, J.W. et al., 2008: Consequences of climate change on the ecogeomorphology of coastal wetlands. *Estuaries and Coasts* 31:477-91.
- DeKoning, F., 2011: Bridging the gap between forest conservation and poverty alleviation: the Ecuadorian Socio Bosque program. *Environmental Science and Policy*, 14(5) 531-542.
- Dettinger, M.D. et al., 1995: Interannual and interdecadal variability in United-States surface-air temperatures, 1910-1987, *Clim. Change*, 31, 35-66.
- Dias, A.T.C. et al., 2012: Rehabilitation of a bauxite tailing substrate in Central Amazonia: the effect of litter and seed addition on flood-prone forest restoration. *Restoration Ecology* 20(4), 483-489.
- Dias de Paiva, E.M.C. e R. Clake, 1995a: Análise da tendência de precipitação da Amazônia. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 10(1-2), 37-41.
- Dias de Paiva, E.M.C. e R. Clarke, 1995b : Time trends in rainfall records in Amazonia. *Bull. Am. Meteorol. Soc.*, 75(11), 2203-2209.
- Diaz, R.J. e R. Rosenberg, 2008: Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 321(5891), 926-929.
- Dobrovolski, R. et al., 2011: Agricultural expansion and the fate of global conservation priorities. *Biodiversity Conservation*, 20(11), 2445-2459.

- Döll, P. e M. Flörke, 2005: Global-scale estimation of diffuse groundwater recharge. *Frankfurt Hydrology Paper 3*, Institute of Physical Geography, Frankfurt University, Frankfurt am Main, Germany.
- Dominguez, J.M.L. et al., 2006: Bahia. In: *Erosão e progradação do litoral brasileiro*, [Muehe, D. (Org.)]. Ministério do Meio Ambiente (MMA) e Programa de Geologia e Geofísica Marinha (PGGM), Brasília, DF: MMA/ PGGM, 476 pp.
- Dominguez, J.M.L. 2009: The coastal zone of Brazil, pp. 17-51. In: *Geology and Geomorphology of Holocene Coastal Barriers of Brazil*. Lecture Notes in Earth Sciences Series. [Dillenburg, S.R. e P.A. Hesp (Eds.)]. Berlin e Heidelberg, Germany: Springer.
- Dulvy, N.K. et al., 2008: Climate change and deepening of the North Sea fish assemblage: a biotic indicator of warming seas. *Journal of Applied Ecology*, 45(4), 1029-1039.
- Egler, C.A.G. 1996. Risco ambiental como critério de gestão do território. (Environmental risk as a territory management standard) *Territory*, 1(1), 31-41.
- Egler, C., 2008: Potencial de risco tecnológico. (Potential technological risk), pp. 149-172. In: *Macrodiagnóstico da zona costeira e marinha do Brasil* [Zamboni, A. et al. (Orgs.)]. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, 242 pp.
- El Robrini, M. et al., 2006: Pará. In: *Erosão e progradação do litoral brasileiro*, [Muehe, D. (Org.)], Ministério do Meio Ambiente (MMA) e Programa de Geologia e Geofísica Marinha (PGGM), Brasília, DF: MMA/ PGGM, 476 pp.
- Escarião, R.D., 2009: *Influência do modelo na resposta hidrológica a cenários de mudanças climáticas*. Tese de Doutorado em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 212 pp.
- Esteves, F.A. et al., 1988: Variação diária (24 horas) de temperatura, O₂ dissolvido, pH e alcalinidade em duas lagoas costeiras do Estado do Rio de Janeiro e suas implicações no metabolismo destes ecossistemas. *Acta Limnologica Brasiliensia* 2, 99-128.
- FAO, 2008: Climate Change and Food Security: A Framework Document. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy, 110 pp.
- FAO, 2011: The State of food insecurity in the world 2011. How does international price volatility affect domestic economies and food security? Food and agriculture organization of the United Nations, Rome, Italy, 55p. Disponível em <http://www.fao.org/docrep/014/i2330e/i2330e.pdf>.
- Faraco, L.F.D. et al., 2010: A methodology for assessing the vulnerability of mangroves and fisherfolk to climate change. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(2), 205-223.
- Feeley, K.J. e M.R. Silman., 2009: Extinction risks of Amazonian plant species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(30), 12382-12387.

Fernandes, R.O. et al., 2010: Impacto das mudanças climáticas globais na evaporação em um reservatório no semi-árido. IX Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 25 e 28 de novembro, Salvador, Bahia.

Foley, J.A. et al., 2005: Global consequences of land use. *Science* 309(5734), 570-574.

Fonseca, M. et al., 2010: O papel das unidades de conservação. *Scientific American Brasil*, 39 (Edição Especial), 18-23.

Fonteneau, A. e C. Roy, 1987: Pêche thonière et anomalies climatiques de l'environnement dans l'Atlantique tropical centre est en 1984. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT), *Collective Volume of Scientific Papers*, 26(1), 228-236.

Fonteneau, A., 1998a: Atlasdes pêcheries thonières tropicales. *Captures mondiales et environnement*. Paris, France: Orstom Editions, 191 pp.

Fonteneau, A., 1998b: Introduction aux problèmes des relations thons et environnement dans l'Atlantique. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT), *Collective Volume of Scientific Papers*, 50(1), 275-318.

Francis, R.C., 1990: Climate change and marine fisheries. *Fisheries*, (Bull. Amer. Fish. Soc.), 15(6), 7-10.

Francisco, C.P.F. e I.C.S. Silveira, 2004: Estudo teórico da dinâmica da confluência Brasil-Malvinas. *Revista Brasileira de Geofísica*, 22(2), 163-180.

Freire, E.C. et al., 2008: Objetivos e métodos usados nos programas de melhoramento do algodão, pp. 299-323. In: *O agronegócio do algodão no Brasil* [Beltrão, N.E. de M. e Azevedo, D.M.P. (Eds.), vol. 1, segunda ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica.

Freitas, M.A.V. (Ed.), 2003: Estado das águas no Brasil, 2001-2002. Brasília, DF: Agência Nacional de Águas, 494 pp.

Freitas, M., 2005: *Cadernos NAE n° 3*. Vulnerabilidade e impactos das mudanças climáticas nos recursos hídricos. Núcleo de Assuntos Estratégicos (NAE) da Presidência da República, Secretaria de Comunicação de Governo e Gestão Estratégica, Brasília, DF.

Freitas, M.A. e J.L.S. Soito, 2008: Energia e recursos hídricos: vulnerabilidade, impactos e possibilidades de adaptação da energia hidroelétrica no Brasil às mudanças climáticas globais. pp. 177-216. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos (CGEE). *Parcerias Estratégicas*, 27, 360 pp.

Fu, G. et al., 2007: A two-parameter climate elasticity of streamflow index to assess climate change effects on annual streamflow, *Water Resour. Res.*, 43(11), doi: 10.1029/2007WR005890 G.R.C.

Galindo-Leal, C., I.G. Câmara, 2003: Atlantic Forest hotspot status: an overview. In: *The Atlantic forest of South America* (Galindo-Leal C, Câmara IG, eds.). Washington: Island Press, p. 3-11

- Gallopin, G.C., 2006: Linkages between vulnerability, resilience, and adaptive capacity. *Global Environmental Change*, 16, 293-303.
- Garcia, N., W. Vargas, 1998: The temporal climatic variability in the Rio de La Plata basin displayed by the river discharges. *Clim. Change*, 38, p.359-79.
- Gedan, K.B. et al., 2009: Small-mammal herbivore control of secondary succession in New England tidal marshes. *Ecology*, 90(2), 430-440
- Geist, H.J., E.F. Lambin, 2002: Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *Bioscience* 52, 143–150.
- Ghil, M., e R. Vautard, 1991: Interdecadal oscillations and the warming trend in global temperature time-series, *Nature*, 350, 324–327.
- Ghini, R.; E. Hamada; M.J. Pedro Júnior; J.A. Marengo; R.R.V. Gonçalves, 2008: Risk analysis of climate change on coffee nematodes and leaf miner in Brazil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.43, p.187-194.
- Gibbs, H.K. et al., 2007: Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. *Environmental Research Letters* 2: 045023 (13pp.).
- Gibson, L. et al., 2011: Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* 478, 378-381.
- Gilman, E. et al., 2008: Review: Threats to mangroves from climate change and adaptation options. *Aquatic Botany*, 89, 237-250.
- Giulietti, A.M. et al., 2009: Plantas raras do Brasil. Belo Horizonte: Conservação Internacional/ Universidade Estadual de Feira de Santana.
- Gleick, P.H., 2002: "Soft Water Paths". *Nature*, V. 418.
- Godet, M.A., 2000: "caixa de ferramentas" da prospectiva estratégica. CEPES – Centro de Estudos de Prospectiva e Estratégia. P.97 , Lisboa Portugal.
- Goldemberg, J. e O. Lucon, 2007: Energia e meio ambiente no Brasil. *Estudos Avançados* 21: 7-20.
- Gomes, A.M.A. et al., 2009: Florações de cianobactérias tóxicas em uma lagoa costeira hipereutrófica do Rio de Janeiro/RJ (Brasil) e suas consequências para saúde humana. *Oecologia Brasiliensis* 13(2): 329-345.
- Gondim, R.S. et al., 2011: "Impactos das mudanças climáticas na demanda de irrigação da bananeira na Bacia do Jaguaribe", *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* v.15, n.6, p.594–600.

- Gonzales, A.M. *et al.*, 2006: Heterotrophic bacteria abundances in Rodrigo de Freitas Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil). *Brazilian Journal of Microbiology*, 37(4), 428-433.
- Gordon, H. B. e S. P. O'Farrell, 1997: Transient climate change in the CSIRO coupled model with dynamic sea ice, *Mon. Weather Rev.*, 125, 875– 907, doi:10.1175/1520-0493(1997)125<0875:-TCCITC>2.0.CO;2.
- Gordon, L.J. *et al.*, 2005: Human modification of global water vapor flows from the land surface. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(21).
- Gouveia, E. R. *et al.*, 2009: Validação de metodologia para a caracterização química de bagaço de cana-de-açúcar. *Química Nova*, 32(6). Disponível em http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422009000600026&lng=en&nrm=iso.
- Graham, J.B. e K.A. Dickson, 1981: Physiological thermoregulation in the albacore *Thunnus alalunga*. *Physiological Zoology*, 54(4), 470-486.
- Graham, J.B e K.A. Dickson, 2001: Anatomical and physiological specializations for endothermy. In: Block, B.; Stevens, E. (eds). *Tuna: Physiology, Ecology, and Evolution*. San Diego, CA, USA: Academic Press, Chapter 4, 121-166 p.
- Gray, S.T. e G.J. McCabe, 2010: A combined water balance and tree ring approach to understanding the potential hydrologic effects of climate change in the central Rocky Mountain region, *Water Resour. Res.*, 46, W05513, doi:10.1029/2008WR007650.
- Green, R.E. *et al.*, 2005: Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307, 550–557.
- Gregory, P.J. *et al.*, 2005: Climate change and food security. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, 360, 2139-2148.
- Groisman, P. *et al.*, 2005: Trends in intense precipitation in the climate record. *Journal of Climate*. v.18, p. 1326-1350.
- Guedes, R. L. *et al.*, 1994: Trajetórias dos sistemas convectivos sobre o continente americano. In; *Anais do VIII CBMet*, vol. 2, pp. 77-80. VIII Congresso Brasileiro de Meteorologia (CBMet), Belo Horizonte, MG.
- Guedes, R.G. *et al.*, 2006: modulação do ciclo anual de variáveis de superfície em São Luís (Maranhão) por oscilações de baixa frequência. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 21(2), 245-255.
- Guetter, A. e J. Prates, 2002: Degrau climático nas séries de vazões das bacias brasileiras. XII Congresso Brasileiro de Meteorologia, Foz de Iguaçu-PR.
- Guilhoto, J.J.M *et al.*, 2007: PIB da Agricultura Familiar: Brasil-Estados. Ministério do Desenvolvimento Agrário (MDA), Núcleo de Estudos Agrários e Desenvolvimento Rural (NEAD), Estudos NEAD 19. Brasília, DF, 172 pp.

- Gullison, R.E. *et al.*, 2007: Tropical forests and climate policy. *Science* 316: 985–986.
- Häder, D.P. *et al.*, 2011: Effects of UV radiation on aquatic ecosystems and interactions with climate change. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 10(2), 242-260.
- Hamada, E. *et al.*, 2008: Cenários climáticos futuros para o Brasil, pp. 25-73. In: *Mudanças climáticas: impactos sobre doenças de plantas no Brasil* [Ghini, R. e E. Hamada (Eds.)]. Brasília: Embrapa/SCT.
- Hannah, L. *et al.*, 2002: Climate change-integrated conservation strategies. *Global Ecology and Biogeography*, 11(6), 485-495.
- Harris, M.B. *et al.*, 2005: Safeguarding the Pantanal wetlands: threats and conservation initiatives. *Conservation Biology* 19: 714-720.
- Harzallah, A. e A. Chapelle, 2002: Contribution of climate variability to occurrences of anoxic crises 'malaïgues' in the Thau lagoon (southern France). *Oceanologica Acta*, 25, 79-86.
- Hastenrath, S., 1990. Prediction of Northeast Brazil rainfall anomalies. *J. Climate*, 3(8), 893-904.
- Hastenrath, S. e L. Greischar, 1993: Further work on the prediction of Northeast Brazil rainfall anomalies. *J. Climate*, 6(4), 743-758.
- Hastenrath, S. e A.D. Moura, 2002: Explorando os Problemas Climáticos do Nordeste. In: *Memórias do Fórum Natureza e Sociedade do Nordeste do Brasil* [Souza Filho, F.A e A.D. Moura (Eds.)]. Banco do Nordeste e Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos, Fortaleza, CE.
- Haylock, M. R. *et al.*, 2005: Trends in total and extreme South American rainfall 1960-2000 and links with sea surface temperature. *Journal of Climate*, n.19, 1490-1512.
- Hazin, H.G., 2006: . *Influência das variáveis oceanográficas na dinâmica populacional e pesca do espadarte, Xiphias gladius Linnaeus 1758, capturados pela frota brasileira*. Doutorado em Oceanografia, Universidade do Algarve, Portugal. 276 pp.
- Hazin, H.G. e K. Erzini, 2008: Assessing swordfish distribution in the South Atlantic from spatial predictions. *Fisheries Research*, 90, 45-55.
- Heller, N.E. e E.S. Zavaleta., 2009: Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation* 142: 14-32.
- Henriques, I. da C. *et al.*, 2010: Comportamento de cultívars de milho quanto ao rendimento e susceptibilidade a pragas e doenças na província do Huambo (Angola). *Rev. de Ciências Agrárias*, 33(2).
- Herr, D. e G.R. Galland, 2009: *The Ocean and Climate Change. Tools and Guidelines for Action*. IUCN, Gland, Switzerland. 72pp.

Hisard, P. et al., 1986: Oceanic conditions in the tropical Atlantic during 1983 and 1984, *Nature*, 322, 243-244.

Hobday, A. et al., 2012: Defining climate change hotspots to focus adaptation development and learning. *Book of Abstracts*, 6th World Fisheries Congress "Sustainable Fisheries in a Changing World", Edinburgh, Scotland.

Hoekstra, A.Y. e A.K.Chapagain, 2007: Water footprints of nations: water use by people as a function of their consumption pattern. *Water Resource Management*, 21, 35-48.

Hoover, T.E. e D.C. Berkshire, 1969: Effects of hydration in carbon dioxide exchange across an air-water interface, *J. Geophys. Res.*, 74, 456-464

Horn, N., 2006: Ilha de Santa Catarina. In: *Erosão e degradação do litoral brasileiro* [Muehe, D. (Org.)]. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Programa de Geologia e Geofísica Marinha (PGGM), Brasília, DF, 476 pp.

Hostetler, S.W., 2009: Use of models and observations to assess trends in the 1950–2005 water balance and climate of Upper Klamath Lake, Oregon, *Water Resour. Res.*, 45(W12409), doi:10.1029/2008WR007295.

Huisman, J. et al., 2004: Changes in turbulent mixing shift competition for light between phytoplankton species. *Ecology*, 85, 2960-2970.

Hulme, M. e T.R. Carter, 1999: Representing uncertainty in climate change scenarios and impact studies. pp. 11-37. In: *Representing uncertainty in climate change scenarios and impact studies* (Proc. ECLAT-2 Helsinki Workshop, 14-16 April, 1999) [Carter, T. et al. (Eds.)]. Climatic Research Unit, Norwich, UK, 128 pp.

Hulme, M. e N. Sheard, 2006: Cenários de alterações climáticas para o Brasil. Norwich: Climate Research Unit, 1999. 6 p. Disponível em: <www.cru.uea.ac.uk/~mikeh/research/brazil.pdf>. Acessado em: 6/11/2012.

IBGE, 2002: Pesquisa de informações básicas municipais. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Rio de Janeiro, RJ.

IBGE, 2006: *CENSO Agropecuário 2006*. Brasil, grande regiões e unidades da federação. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Rio de Janeiro, RJ, 777 pp.

IBGE, 2007: *CENSO Agropecuário*, IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Rio de Janeiro, RJ.

Inpe, 2010: Acesso as informações de remanescentes florestasi Disponível em: <<http://www.inpe.br/http://mapas.sosma.org.br/>> . Acessado em 23/07/2014

Instituto Trata Brasil, 2010: Benefícios econômicos da expansão do saneamento básico brasileiro. Instituto Trata Brasil, Fundação Getúlio Vargas (FGV), Instituto Brasileiro de Economia (Ibre). Disponível em http://www.tratabrasil.org.br/novo_site/cms/files/trata_fgv.pdf.

IOC, 2009. Hazard awareness and risk mitigation in integrated coastal area management. Intergovernmental Oceanographic Commission (IOC), United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (Unesco). Paris, France, 143 pp.

IPCC, 2001a: Impacts, adaptation, and vulnerability. In: *Climate change 2001*. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), [McCarthy, J.J. et al. (Eds.)] Cambridge, UK, NY, USA: Cambridge University Press, 1032 pp.

IPCC, 2007a: Impacts, adaptation and vulnerability. In: *Climate Change 2007*: Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report (AR4) of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) [Parry, M.L. et al. (Eds.)], Cambridge, UK, e New York, NY: Cambridge University Press, 976pp.

IPCC, 2007b: The Physical Science Basis. Disponível em: <<http://www.IPCC.ch/IPCCreports/AR4-wg1.htm>>. Acessado em 13/01/2013.

IPCC, 2007c: Summary for Policymakers. Impacts, adaptation and vulnerability. In: *Climate Change 2007*. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) [Parry, M.L. et al. (Eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 7-22.

IPCC, 2012: Summary for Policymakers. In: *Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation* [Field, C.B. et al. (Eds.)]. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge, UK, e New York, NY, USA: Cambridge University Press.

Ipea, 1993: *Eventos Generalizados e Securidade Agrícola*. Relatório de Pesquisas. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, Universidade de Brasília, 26 pp.

Isacch, J.P. et al., 2006: Distribution of saltmarsh plant communities associated with environmental factors along a latitudinal gradient on the south-west Atlantic coast. *Journal of Biogeography*, 33, 888-900.

Izaguirre, G. e W.D. Taylor, 2004: A guide to geosmin- and MIB-producing cyanobacteria in the United States. *Wat. Sci. Tech.*, 49(9), 19-24

Jackson, R. B. et al., 2001: Water in a changing world, *Ecol. Appl.*, 11, 1027-1045, doi:10.1890/1051-0761(2001)011 [1027:WIACW]2.0.CO;2.

Jackson, R.B. et al., 2005: Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science*, 310(5756), 1944-1947.

Jeppesen, E. *et al.*, 2010: Interaction of climate change and eutrophication, pp. 119-151. In: *Climate Change Impacts on Freshwater Ecosystems* [Kernan, M. *et al.* (Eds.)]. Hoboken, NJ, USA/Oxford, UK: Wiley Blackwell Publishing.

Jorgensen, S.E. e H. Löffler, 1990: La gestión de la costa del lago (Lake Shore Management). Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos (Guidelines of Lake Management). International Lake Environmental Committee Foundation (Ilec), United Nations Environment Programme (Unep). Shiga, Japan: ILEC/UNEP, 174 pp.

Jurado-Molina, J. e P. Livingston, 2002: Climate-forcing effects on tropically linked groundfish populations: implications for fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59, 1941–1951.

Kabat, P. *et al.* (Eds.), 2002: *Coping with Climate Variability and Climate Change in Water Resources: a Scoping Paper* [Kabat, P. *et al.* (Eds.)]. Dialogue on Water and Climate (DWC), DWC-Report no DWCSSO-01, International Secretariat of the Dialogue on Water and Climate, Wageningen, Netherlands.

Kayano, M.T. *et al.*, 1988: Tropical circulations and the associated rainfall anomalies during two contrasting years. *J. Climatol.*, 8(5), 477-488.

Keppenne, C.L. e M. Ghil, 1992: Adaptive filtering and prediction of the Southern Oscillation Index, *J. Geophys. Res.*, 97(D18), 20449-20454.

Keppenne, C.L. e U. Lall, 1996: Complex singular spectrum analysis and multivariate adaptive regression splines applied to forecasting the Southern Oscillation, *Exp. Long Lead Forecast Bull.*, 5, 54-56.

Kieffer, S., 2009: Celebrating the Earth: its past, our present, a future?. Paper presented at AAAS Congress, Am. Assoc. for the Adv. of Sci., Chicago, Ill, USA.

Kim, H. *et al.*, 2009: Biofuels, land use change, and greenhouse gas emissions: Some unexplored variables. *Environmental Science Technology* 43: 91–967.

Kim, I.S. e N.L. Dias, 2003: Variabilidade e previsão de vazões na margem esquerda da Bacia do Alto Paraná (Brasil), *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 8(2), 193-183.

King, C.W. *et al.*, 2008: Thirst for energy, *Nat. Geosci.*, 1(5), 283–286, doi:10.1038/ngeo195.

Klein, A.H.F. *et al.*, 2006. Santa Catarina. Litoral Centro-Norte. In: *Erosão e progradação do litoral brasileiro* [Muehe, D. (Org.)], Ministério do Meio Ambiente (MMA) e Programa de Geologia e Geofísica Marinha (PGGM), Brasília, DF: MMA/ PGGM, 476 pp.

Klink, C.A. e R.B. Machado, 2005: Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, 19(3): 707-713.

- Kobiyama, M. *et al.*, 2006: *Prevenção de desastres naturais: conceitos básicos*. Curitiba, PR: Editora Organic Trading.
- Koh, L.P. e J. Ghazoul, 2008: Biofuels, biodiversity, and people: understanding the conflicts and finding opportunities. *Biological Conservation*, 141, 2450-2460.
- Kosten, S. *et al.*, 2009: Lake and watershed characteristics rather than climate influence nutrient limitation in shallow lakes. *Ecological Applications*, 19(7): 1791-1804.
- Kosten, S. *et al.* 2012: Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. First published online 25/07/2011. *Global Change Biology*, 18(1), 118-126, . doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02488.x.
- Kousky, V.E.; *et al.*, 1984: A review of the Southern Oscillation: oceanic-atmospheric circulation changes and related rainfall anomalies. *Tellus*, 36A, 490-504.
- Kousky, V.E. e I.F.A. Cavalcanti, 1984: Eventos Oscilação do Sul-El Niño: características, evolução e anomalias de precipitação. *Ciência e Cultura*, 36(11), 1888-1889.
- Krause, G. e C. Soares, 2004: Analysis of beach morphodynamics on the Bragantian mangrove peninsula (Pará, North Brazil) as prerequisite for coastal zone and management recommendations. *Geomorphology*, 60, 225-239
- Krol, M. *et al.*, 2006: Integrated modelling of climate, water, soil, agricultural and socio-economic processes: a general introduction of the methodology and some exemplary results from the semi-arid north-east of Brazil. *Journal of Hydrology*, 328(3-4), p.417-431.
- Krol, M.S. e A. Bronstert, 2007: Regional integrated modelling of climate change impacts on natural resources and resource usage in semi-arid Northeast Brazil. *Environmental Modelling & Software*, 22(2), 259-268.
- Kundzewicz, Z.W. *et al.*, 2007: Freshwater resources and their management, pp. 173-210.. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) [Parry, M.L. (Eds.)], Cambridge, UK, New York, NY: Cambridge University Press.
- Lacerda, L.D. *et al.*, 2007: Changes in mangrove extension at the Pacoti River estuary, CE, NE Brazil due to regional environmental changes between 1958 and 2004. *Biota Neotropica*, 7(3): 67-72.
- Lacerda, F.F *et al.*, 2009: Análise preliminar na detecção de tendências no padrão pluviométrico na Bacia do Pajeú, PE: mudanças climáticas ou variabilidade? *Anais do XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH), 25-29 novembro, São Paulo, SP.
- Lall, U. e M. Mann, 1995: The Great Salt Lake: a barometer of low frequency climatic variability, *Water. Resour. Res.*, 31(1), 2503-2515.

- Lana, P.C., 2003: Manguezais, legislação e gestão de áreas costeiras: o caso da Baía de Paranaguá, pp. 313-331. In: *Conservação da diversidade biológica e cultural em zonas costeiras* [Vieira, P.F. (Ed.)]. Florianópolis, SC: Editora Aped, 527 pp.
- Lana, P.C. e C. Guiss, 1991: Influence of *Spartina alterniflora* on structure and temporal variability of macrobenthic association in a tidal flat of Paranaguá Bay (Southern Brazil). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 73, 231-244.
- Lapola, D.M. et al., 2010: Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107, 3388-3393.
- Lara, R. et al., 2002: Implications of mangrove dynamics for private land use in Bragança, North Brazil: a case study, *Journal of Coastal Conservation*, 8, 97-102.
- Laurance, W.F. et al., 2011. Global warming, elevational ranges and the vulnerability of tropical biota. *Biological Conservation*, 144(1), 548-557.
- Lours, M.R. et al., 1980: Observations on swimming depth and ocean temperature telemetered from free-swimming albacore. In *Proceeding of 31st Tuna Conference*, InterAmerican Tropical Tuna Commission, 33-34 p.
- Lavergne, S. et al., 2010: Biodiversity and climate change: integrating evolutionary and ecological responses of species and communities. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 41, 321-350.
- Le Quéré, C. et al., 2007: Saturation of the Southern Ocean CO₂ sink due to recent climate change. *Science*, 316(5832), 1735-1738.
- Leal, I.R. et al., 2005: Changing the course of biodiversity conservation in the caatinga of northeastern Brazil. *Conservation Biology*, 19, 701-706.
- Lehodey, P. et al., 1997: El Niño Southern Oscillation and tuna in the western Pacific. *Nature*. 389, 715-718.
- Levitus, S. et al., 2005: Warming of the world ocean, 1955-2003. *Geophysical Research Letter*. 32, 4 pp.
- Lovelock, C.E. e J. C. Ellison, 2007: Vulnerability of mangroves and tidal wetlands of the Great Barrier Reef to climate change, pp. 237-269. In: *Climate Change and the Great Barrier Reef: A Vulnerability Assessment* [Johnson, J.E. e P.A. Marshall (Eds.)]. Great Barrier Reef Marine Park Authority, Australian Greenhouse Office, Australia.
- Lucena, A.F.P. et al., 2009: The vulnerability of renewable energy to climate change in Brazil. *Energy Policy*, 37, 879-889.

- Ludovisi, A. e E. Gaino; 2010: Meteorological and water quality changes in Lake Trasimeno (Umbria, Italy) during the last fifty years. *J. Limnol.*, 69(1): 174-188. doi:10.3274/JL10-69-1-16
- Luzar, J.B. *et al.*, 2011: Large-scale environmental monitoring by indigenous peoples. *BioScience*, 61,771-781.
- Macedo Junior, C. *et al.*, 2009: Avaliação do desempenho de modelos globais na simulação de cenários de impactos das mudanças climáticas na agricultura. In: XVI Congresso Brasileiro de Agrometeorologia, 22-25 de setembro, Belo Horizonte, MG, 5 pp.
- Machado, J., 2006: A ANA e a agricultura sustentável. In: *Anais, Seminário "Desafios á Expansão da Agropecuária Brasileira"*. Agência Nacional de Águas (ANA), Brasília, DF.
- Machado, J.P. e F.B. Justino, 2011: Resposta do enfraquecimento da circulação termohalina global nos transportes de calor oceânico e atmosférico. VII Workshop Brasileiro de Micrometeorologia, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). *Ciência e Natura*, Edição Suplementar, 33, 391-394.
- Madox, R.A., 1983: Large-scale meteorological conditions associated with midlatitude, mesoscale convective complexes. *Mon. Weather Rev.*, 111, 1475-1493.
- Magalhães, A.R. *et al.*, 1988: The effects of climatic variations on agriculture in northeast Brazil, pp. 271-380. In: *The impact of climatic variations on agriculture* [Parry, M. L. ry sl. (Eds.)] vol. 2: Assessments in semi-arid regions. Dordrecht, Netherlands: Kluwer, 774 pp.
- Malhi, Y. *et al.*, 2008: Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science*, 319, 169-172.
- Mann, M. E. e J. Park, 1993: Spatial correlations of interdecadal variation in global surface temperatures, *Geophys. Res. Lett.*, 20, 1055-1058.
- Mann, M. E. e J. Park, 1994: Global-scale modes of surface-temperature variability on interannual to century timescales, *J. Geophys. Res.*, 99(25), 819-25833.
- Mann, M. E. e J. Park, 1996: Joint spatiotemporal modes of s surface temperature and sea level pressure variability in the Northern Hemisphere during the last century, *J. Clim.*, 9, 2137-2162.
- Manning, L.J. *et al.*, 2009: Using probabilistic climate change information from a multimodel ensemble for water resources assessment, *Water Resour. Res.*, 45(11), doi:10.1029/2007WR006674.
- Manso, V.A.V. *et al.*, 2006: Pernambuco. In: *Erosão e progradação do litoral brasileiro*, [Muehe, D. (Org.)], Ministério do Meio Ambiente (MMA) e Programa de Geologia e Geofísica Marinha (PGGM), Brasília, DF: MMA/ PGGM, 476 pp.
- Marangoni J.C. e C.S.B. Costa, 2009a: Natural and anthropogenic effects on salt marsh over five decades in the Patos Lagoon (Southern Brazil). *Brazilian Journal of Oceanography*, 57(4), 345-350.

Marangoni, J.C. e C.S.B. Costa, 2009b: Diagnóstico ambiental das marismas no estuário da Lagoa dos Patos, RS. *Atlântica*, 31(1), 85-98

Marangoni, J.C. e C.S.B. Costa, 2010: Caracterização das atividades econômicas tradicionais no entorno das marismas no estuário da Lagoa dos Patos (RS). *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 21, 129-142,

Marengo, J.A. ,2001: Mudanças climáticas globais e regionais: avaliação do clima atual do Brasil e projeções de cenários climáticos do futuro. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 16(1), 1-18.

Marengo, J.A., 2003: Condições climáticas e clima no Norte do Brasil, pp. 1-30. In: *Clima e recursos hídricos* [Tucci, C.E.M e B. Braga (Eds.). Coleção ABRH, Porto Alegre, RS: ABRH.

Marengo, J.A., 2006: Mudanças climáticas globais e seus efeitos sobre a biodiversidade: caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do século XXI. Ministério do Meio Ambiente (MMA). *Biodiversidade*, 26.

Marengo, J.A., 2008: Água e mudanças climáticas. *Estudos Avançados*, 22, 83-96.

Marengo, J.A e M.C. Valverde, 2007: Caracterização do clima no século XX e cenário de mudanças de clima para o Brasil no século XXI usando os modelos do IPCC-AR4. *Revista Multiciência* 8, 5-28.

Marengo, J.A. et al., 1998: Longterm streamflow and rainfall fluctuations in tropical South America: Amazonia, Eastern Brazil and Northwest Peru. *J. Geophys. Res.*, 103, 1775-1783.

Marengo, J.A. et al.: 2007: Eventos extremos em cenários regionalizados de clima no Brasil e América do Sul para o Século XX: projeções de clima futuro usando três modelos regionais. Relatório 5, Ministério do Meio Ambiente (MMA), Secretaria de Biodiversidade e Florestas (SBF), Diretoria de Conservação da Biodiversidade (DCBio), Brasília, DF.

Marengo, J. A.; et al.,. 2009 Future change of climate in South America in the late twenty-first Climate Dynamics, Volume 35, Issue 6, pp.1089-1113 2009.

Marengo J.A. et al., 2011: Development of regional future climate change scenarios in South America using the Eta CPTec/HadCM3 climate change projections: climatology and regional analyses for the Amazon, São Francisco and the Paraná river basins. *Climate Dynamics*, 38, 9-10.

Marini M.A. et al., 2009: Predicted climate-driven bird distribution changes and forecasted conservation conflicts in a neotropical savanna. *Conservation Biology*, 23(6), 1558-1567.

Marotta, H. et al., 2010: Rainfall leads to increased pCO₂ in Brazilian coastal lakes. *Biogeosciences*, 7, 1607-1614.

Marsac, F., 1992: *Étude des relations entre l'hydroclimat et la pêche thonière hauturière tropicale dans l'océan Indien occidental*. Tese de Doutorado, Université de Bretagne Occidentale, Brest, França, 353 pp.

Martin, L. e J.M.L. Dominguez, 1994: Geological history of coastal lagoons. In: *Coastal Lagoon Processes* [Kjerfve, B. (Org.)]. Elsevier Oceanography Series, vol. 60, pp. 41-68, 1st ed. Amsterdam, Netherlands: Elsevier Science Publishers.

Martin, L. *et al.*, 1996a: Coastal quaternary formations of the southern part of the State of Espírito Santo (Brazil). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 68(3): 389-404.

Martin, L. *et al.*, 1996b: Quaternary sea-level history and variation in dynamics along the central Brazilian coast: consequences on coastal plain construction. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 68(3): 303-452.

Martin, L. *et al.*, 1997: *Geologia do Quaternário costeiro do litoral do norte do estado do Rio de Janeiro e do estado do Espírito Santo*. Belo Horizonte, CPRM (Serviço Geológico do Brasil) e Fapesp.

McLeod, E. e R.V. Salm, 2006: *Managing mangroves for resilience to climate change*. The International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN), IUCN Resilience Science Group Working Paper Series no 2. Gland, Switzerland: IUCN.

Mearns, L.O. *et al.*, 1984: Extreme high-temperature events: changes in their probabilities with changes in mean temperature. *Journal of Climate and Applied Meteorology*. 23, 1601-1613.

Medeiros, Y.D.P, 2003: Análise dos impactos das mudanças climáticas em região semiárida. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 8(2), 127-136.

Mehrotra, R. e A. Sharma, 2010: Development and application of a multisite rainfall stochastic downscaling framework for climate change impact assessment, *Water Resour. Res.*, 46, W07526, doi:10.1029/2009WR008423.

Mello, E. *et al.*, 2008: Efeito das mudanças climáticas na disponibilidade hídrica da bacia hidrográfica do Rio Paracatu (médio São Francisco), *Engenharia Agrícola*, 28(4), 635-644.

Miller, D. e J.M. Fritsch, 1991: Mesoscale convective complexes in the Western Pacific region. *Mon. Weather Rev.*, 119, 2978-2992.

Milly, P.C.D. *et al.*, 2005: Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate. *Nature*, 438, doi:10.1038/nature 04312.

Milly, P.C.D. *et al.*, 2008: Stationarity is dead: whither water management? *Science*, 319(5863), 573-574.

Ministério da Integração Nacional, 2007: Conferência geral sobre desastres: para prefeitos, dirigentes de instituições públicas e privadas e líderes comunitários, Ministério da Integração Nacional (MI). Secretaria Nacional de Defesa Civil, Brasília, DF.

Mitchell, T.D. *et al.*, 2002: Brief overview of the science on water and climate. Chapter 1, pp. 2-28. In *Coping with Climate Variability and Climate Change in Water Resources: A Scoping Paper* [Kabat, P. *et al.* (Eds.)]. Dialogue on Water and Climate (DWC), DWC-Report no DWCSSO-01, International Secretariat of the Dialogue on Water and Climate, Wageningen, Netherlands.

Mittermeier, R.A. *et al.*, 1997: *Megadiversity: Earth's Biologically Wealthiest Nations*. Conservation International, Cemex, 502 pp. nonono

MMA, 2002: Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Brasília.

MMA, 2003: Lista das espécies da fauna brasileira ameaçada de extinção. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Instrução Normativa no 3 de 27/05/2003. Brasília, DF.

MMA, 2006a: Plano Nacional de Recursos Hídricos. Panorama e estado dos recursos hídricos do Brasil: Volume 1. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Secretaria de Recursos Hídricos, Brasília, DF.

MMA, 2006b: Caderno setorial de recursos hídricos: geração de energia hidrelétrica. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Secretaria de Recursos Hídricos, Brasília, DF.

MMA, 2006c: Caderno setorial de recursos hídricos: indústria e turismo. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Secretaria de Recursos Hídricos, Brasília, DF, 80 pp.

MMA, 2006d: Atualização das áreas prioritárias 2006. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Disponível em www.mma.gov.br. Acessado em 22/05/2007.

MMA, 2009: Mapas de cobertura vegetal dos biomas brasileiros. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília, DF, 16 pp. Disponível em <http://www.mma.gov.br>.

MMA, 2010: Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Secretaria de Biodiversidade e Florestas (SBF), Gerência de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros (GBA). Brasília, DF, 148 pp.

MME, 2005: Balanço Energético Nacional 2005, ano base 2004. Ministério das Minas e Energia (MME), Empresa de Pesquisa Energética (EPE), Rio de Janeiro, RJ.

Moncunill, D.F., 2006: The rainfall trend over Ceará and its implications. *ICSHMO Proceedings, International Conference on Southern Hemisphere Meteorology and Oceanography (ICSHMO)*, 8, Foz do Iguaçu, São José dos Campos: Inpe.

Montagnini, F. e C. Finney, 2011: Payments for environmental services in Latin America as a tool for restoration and rural development, *Ambio*, 40(3), 285-297.

- Montezano, E.M. e R.M.N. Peil, 2006: Sistemas de consórcio na produção de hortaliças. *R. Bras. Agrociência*, 12(2), 129-132.
- Morais, H. et al., 2007: Caracterização microclimática de cafeeiros cultivados sob malha de sombreamento e a pleno sol. *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, 15(2), 133-142.
- Moreira-Turq, P.F., 2000: Impact of a low salinity year on the metabolism of a hypersaline coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 429(1-3), 133-140.
- Motta, R.S., 2006: *Economia ambiental*. Rio de Janeiro, RJ: Editora FGV, 228 pp.
- Moulton, T.P. et al., 2007: Conservation of catchments: some theoretical considerations and case histories from Rio de Janeiro. *Neotropical Biology and Conservation*, 2(1), 28-35.
- Moura, A.D. e J. Shukla, 1981: On the dynamics of droughts in Northeast Brazil: observations, theory, and numerical experiments with a general circulation model. *J. Atmos. Sci.*, 38(12), 2653-2675.
- Muehe, D. (Org.), 2006: *Erosão e progradação do litoral brasileiro*. Ministério do Meio Ambiente (MMA) e Programa de Geologia e Geofísica Marinha (PGGM). Brasília, DF: MMA/ PGGM, 476 pp.
- Muehe, D. e C. F. Neves, 2008: Vulnerabilidades físicas da orla, pp. 59-79. In: *Rio próximos 100 anos. O aquecimento global e a cidade*. [Gusmão, P.P. et al. (Eds.)]. Instituto Municipal Pereira Passos (IPP), Rio de Janeiro, RJ, 229 pp.
- Muehe, D., 2010: Brazilian coastal vulnerability to climate change. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(2), 173-183.
- Muler, M., 2012: *Avaliação da vulnerabilidade de praias da ilha de Santa Catarina a perigos costeiros através da aplicação de um índice multicritério*. Dissertação de Mestrado em Geografia, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).
- Myers, N. et al., 2000: Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Nabout, J.C. et al., 2011: Global climate change and the production of "pequi" fruits (*Caryocar brasiliense*) in the Brazilian Cerrado. *Natureza e Conservação*, 9(1), 55-60
- Nass, L.L. et al., 2007: Biofuels in Brazil: an overview. *Crop Science*, 47(6), 2228-2237.
- Nielsen, E.T. et al., 2004: Commodities and conservation: the need for greater habitat protection in the tropics. Center for Applied Biodiversity Science, Washington, DC, USA. Disponível em <http://www.hg-llc.com/HGA%20-%20Strategic%20assessment%20of%20tropical%20land%20use%20dynamics.pdf>
- Nelson A. e K.M. Chomitz, 2011: Effectiveness of strict vs. multiple use protected areas in reducing tropical forest fires: a global analysis using matching methods. *Public Library of Science One* 6(8), e22722, doi:10.1371/journal.pone.0022722

- Nepstad D. *et al.*, 2009: The end of deforestation in the Brazilian Amazon. *Science*, 326, 1350-1351.
- Neves, C.F. e D. Muehe, 1995: Potential impact of sea-level rise on the metropolitan region of Recife, Brazil. *Journal of Coastal Research*, 14(Special issue), 116-131.
- Neves, C.F. e D. Muehe, 2008: Vulnerabilidade, impactos e adaptação a mudanças do clima: a zona costeira. (Vulnerability, Impacts, and Adaptation to Climate Change: The Coastal Zone) CGEE *Strategic partnerships*. 27, 217-296.
- Neves, S.M. *et al.*, 2006: Paraíba. In: *Erosão e progradação do litoral brasileiro*, [Muehe, D. (Org.)], Ministério do Meio Ambiente (MMA) e Programa de Geologia e Geofísica Marinha (PGGM), Brasília, DF: MMA/ PGGM, 476 pp.
- Nicholson, S.E., 1997: An analysis of the ENSO signal in the Tropical Atlantic and Western Indian oceans. *International Journal of Climatology*, 17, 345-375.
- Nickus, U. *et al.*, 2010: Direct impacts of climate change on freshwater ecosystems, pp. 38-64. In: *Climate Change Impacts on Freshwater Ecosystems* [Kernan, M. *et al.* (Eds.)], Hoboken, NJ, USA: Wiley-Blackwell.
- Nicolodi, J.L. e R.M. Petermann, 2010: Potential vulnerability of the Brazilian coastal zone in its environmental, social, and technological aspects. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(2), 184-204.
- NOAA, 1999. Vulnerability assessment. National Ocean and Atmospheric Administration. (NOAA). Disponível em <http://www.csc.noaa.gov/products/nchaz/htm/tut.htm>. Acessado em: 23/01/2013.
- Nobre, C.A. *et al.*, 2005: O impacto do aquecimento global nos ecossistemas brasileiros e na agricultura. *Scientific American Brasil*, 12, 70-75.
- Nobre, C.A. *et al.*, 2007: Mudanças climáticas e possíveis alterações nos biomas da América do Sul. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Secretaria de Biodiversidade e Florestas (SBF), Diretoria de Conservação da Biodiversidade (DCBio), *Relatório no 6*, 25 pp.
- Nóbrega, M.T. *et al.*, 2011: Uncertainty in climate change impacts on water resources in the Rio Grande Basin, Brazil. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 15, 585-595.
- Nogueira, C *et al.*, 2010: Restricted-range fishes and the conservation of Brazilian freshwaters. *Public Library of Science One*, 5, e11390.
- Nunez, M. e J.L. McGregor, 2007: Modelling future water environments of Tasmania, Australia, *Clim. Res.*, 34, 25-37, doi:10.3354/ cr034025.
- Oki, T., 2005: The hydrologic cycles and global circulation. In: *Encyclopaedia of Hydrological Sciences*, [Anderson, M.G. (Ed.)], JohnWiley e Sons: Chichester.

- Oki, T. e S. Kanae, 2006: Global hydrological cycles and world water resources. *Science*, 313(5790), 1068-1072.
- Oliveira, A.S., 1986: *Interações entre sistemas na América do Sul e convecção na Amazônia. Dissertação de Mestrado em meteorologia*, (INPE-4008-TDL/239), Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Inpe), São José dos Campos, SP.
- Olson, D.B. et al., 1994: Life on the edge: marine life and fronts. *Oceanography*, 7(2), 52-60.
- O'Sullivan, P., 2005: On the value of lakes, pp. 3-24. In: *The lakes Handbook: Lake Restoration and Rehabilitation*, vol. II, [O'Sullivan, P. e C.S. Reynolds (Eds.)]. Oxford, UK: Blackwell Science.
- Overbeck, G.E. et al., 2007: Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9, 101-116.
- Pachauri, R.K. e A. Reisinger, 2007: Synthesis Report, Fourth Assessment Report. IPCC, Geneva, Switzerland, 104 pp.
- Paerl, H. W. 1974: Bacterial uptake of dissolved organic matter in relation to detrital aggregation in marine and freshwater systems. *Limnol. Oceanogr.* 19, 966-972.
- Paerl, H. W., 2008: CyanoHABs and climate change. *LakeLine*, 28(2), 29-33.
- Paerl, H. W., 2009: Controlling eutrophication along the freshwater-marine continuum: dual nutrient (N and P) reductions are essential. *Estuaries and Coasts*, 32(4): 593-601.
- Paerl, H. W. e J. Huisman, 2008: Blooms like it hot. *Science*, 320(57): 57-58.
- Paglia A.P. et al., 2008: A fauna brasileira ameaçada de extinção: síntese taxonômica e geográfica, pp. 63-70. In: *Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção* [Monteiro, A.B.M. et al. (Eds.)], vol. 1, Biodiversidade 19. Ministério do Meio Ambiente (MMA) e Fundação Biodiversitas. Brasília, DF, e Belo Horizonte, MG.
- PAP/ Mapa, 2011: Plano Agrícola e Pecuário (PAP) 2011-2012. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Mapa), Secretaria de Política Agrícola. Brasília, DF, 96 pp.
- Peixoto, A.R. e C.S.B Costa, 2004: Produção primária líquida aérea de *Spartina densiflora* Brong. (*Poaceae*) no estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Ser. Bot.*, 59(1), 27-34.
- Perry, A.L. et al., 2005: Climate change and distribution shifts in marine fishes. *Science*, 308, 1912-1915.
- Peterson A.T. e J. Shaw, 2003: Lutzomyia vectors for cutaneous leishmaniasis in Southern Brazil: ecological niche models, predicted geographic distributions, and climate change effects. *International Journal for Parasitology*, 33(9),: 919-931.

Philander, S.G.H, 1986: Unusual conditions in the Tropical Atlantic Ocean in 1984. *Nature*, 322, 236-238.

Pinto, E. J.A. *et al.*, 2006a : Metodologia para previsão sazonal de vazões na Bacia do Alto Rio São Francisco, incorporando as estimativas das prováveis trajetórias temporais de precipitação associadas às condições de indicadores climáticos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH)*, 4(11), 121-135.

Pinto, E.J.A. *et al.*, 2006b: Utilização de indicadores climáticos na previsão probabilística de precipitações e vazões na Bacia do Alto São Francisco. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, (RBRH), 4(11), 137-151.

Pinto, H.S. *et al.*, 2007: O aquecimento global e a cafeicultura brasileira. *Boletim da Sociedade Brasileira de Meteorologia*, 31, 65-72.

Pinto, H.S. *et al.*, 2008: Aquecimento global e a nova geografia da produção agrícola no Brasil. Embrapa/Unicamp, 81 pp.

Piton, B., 1985: Anomalie thermique dans la partie orientale du Golfe de Guinée durant l'été 1984 et pluviosité excédentaire à Sao Tomé. *Veille Climatique Satellitaire*, 5, 22-25.

Poff, N.L. *et al.*, 2007: Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 104, 5732–5737, doi:10.1073/pnas.0609812104.

Porter-Bolland, L *et al.*, 2012: Community managed forests and forest protected areas: an assessment of their conservation effectiveness across the tropics. *Forest Ecology and Management*, 268, 6-17.

PIB/ISA, 2011. Localização e extensão das Terras Indígenas (TIs). Povos Indígenas no Brasil (PIB) e Instituto Socioambiental (ISA). Disponível em <http://pib.socioambiental.org/pt/c/terras-indigenas/demarcacoes/localizacao-e-extensao-das-tis>. Acessado em 28/03/2011.

Rahmstorf, S., 2007: A semi-empirical approach to projecting future sea-level rise. *Science* 315(5810), 368-370.

Raje, D. e P.P. Mujumdar, 2009: A conditional random field-based downscaling method for assessment of climate change impact on multisite daily precipitation in the Mahanadi Basin. *Water Resour. Res.*, 45(10), W10404, doi:10.1029/2008WR007487.

Raje, D. e P. P. Mujumdar, 2010: Constraining uncertainty in regional hydrologic impacts of climate change: Nonstationarity in downscaling. *Water Resour. Res.*, 46(7), doi:10.1029/2009WR008425.

Ramirez-Vallejo, J e P. Rogers, 2004: Virtual water flows and trade liberation. *Water Science and Technology*, 49(7), 25-32.

Rao, V.B. *et al.*, 1997: Interannual variations of rainfall and corn yields in Northeast Brazil. *Agricultural and Forest Meteorology*, 85, 63-74.

- Raper, S.C.B. e R.J. Braithwaite, 2006: Low sea level rise projections from mountain glaciers and icecaps under global warming. *Nature*, 439, 311-313.
- Rebert, J.P. e J.R. Donguy, 1988: The Southern Oscillation index since 1882. In *Time series of ocean measurements*. Unesco, Intergovernmental Oceanographic Commission (IOC) Technical Series, 4, 49-53.
- Ribeiro, M.C. *et al.*, 2009: The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142, 1141-1153.
- Ribeiro Neto, A. *et al.*, 2011: Impacto das mudanças climáticas no escoamento superficial usando modelo climático regional: Estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. In: Anais XIV IWRA Water Congress, XIV International Water Resources Association (IWRA) World Water Congress, 2011, Porto de Galinhas, PE. Disponível em <http://aquasec.org/wp-content/uploads/2013/06/Ribiero-Neto-and-Montenegro-2011-Impacts-of-Climate-Change-in-Surface-Runoff-Using-Regional-Climate-Model-in-Pernambuco-State-Northeast-of-Brazil.pdf>
- Righetto, J. M. *et al.*, 2007: Modelo de seguro para riscos hidrológicos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 12(2), 107-113.
- Rocha, R. *et al.* . 2009: Selection of endophytic fungi from comfrey (*Symphytum officinale* L.) for in vitro biological control of the phytopathogen *Sclerotinia sclerotiorum* (Lib.). *Braz. J. Microbiol.*, 40(1), 73-78. Disponível em http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1517-83822009000100011&lng=en&nrm=iso.
- Rodell, M. *et al.*, 2009: Satellite based estimates of groundwater depletion in India, *Nature*, 460, 999-1002, doi:10.1038/nature08238.
- Rodrigues, R.R. *et al.*, 2009: On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142, 1242-1251.
- Rodrigues R.R. *et al.*, 2011. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management*, 261, 1605-1613.
- Roessig, J.M. *et al.*, 2004: Effects of global climate change on marine and estuarine fishes and fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 14, 251-275.
- Ropelewski, C.F. e M.S. Halpert, 1987: Global and regional scale precipitation patterns associated with the *El Niño*/Southern Oscillation. *Mon. Weather Rev.*, 115, 1606-1626.
- Ropelewski, C.F. e M.S. Halpert, 1989: Precipitation patterns associated with the high index phase of the Southern Oscillation. *J. Climate*, 2, 268-284.
- Rosenzweig, C. *et al.*, 2001: Climate change and extreme weather events: implications for food production, plant diseases, and pests. *Global Change & Human Health*, 2(2), 90-104.

Rudorff, B.F.T. *et al.*, 2011: The soy moratorium in the Amazon biome monitored by remote sensing images. *Remote Sensing*, 3, 185-202.

Sabóia, M.A.M. *et al.*, 2009: Modelo de previsão de vazões para o Nordeste setentrional utilizando análise dos componentes principais. Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH), XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Campo Grande, MS Disponível em <https://www.abrh.org.br/sgcv3/index.php?PUB=3&ID=110&PAG=4>.

Salati, T. *et al.*, 2008: Economia das mudanças climáticas no Brasil. Estimativas da oferta de recursos hídricos no Brasil em cenários futuros de clima (2015-2100). Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS), 80 pp.

Sampaio, G.O., 2001: Seasonal, interannual and long term variability of the Hydrometeorological of the Sao Francisco River Basin (Northeast of Brazil) and their physical links the tropical-extratropical SSTs. Final Report. Anais, II Workshop on Prediction and Applications, Tropical. University of Oklahoma, CIMSS-NC.

Sanderson, E.W *et al.*, 2002): The human footprint and the last of the wild. *BioScience*, 52(10), 891-904. Disponível em http://culter.colorado.edu/~kittel/Soils_footprint_references/Footprint_Sanderson02r_a5.pdf.

Sankarasubramanian, A. *et al.*, 2001: Climate elasticity of streamflow in the United States, *Water Resour. Res.*, 37, 1771-1781, doi:10.1029/2000WR900330.

Sankarasubramanian, A. *et al.*, 2009: Improved water allocation utilizing probabilistic climate forecasts: short-term water contracts in a risk management framework. *Water Resour. Res.*, 45, W11409, doi:10.1029/2009WR007821.

Santana, C.A.M. *et al.*, 2011: Productive capacity of Brazilian agriculture: a long-term perspective. Regional Case Study: R5, Foresight Project on Global Food and Farming Futures. The British Government Office for Science, London, UK, 129 pp.

Santos, A.M. e F.A. Esteves, 2004: Comparison of calculation procedures of primary productivity by aquatic macrophytes in a shallow tropical coastal lagoon. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16(3), 239-249.

Satyamurti, P. *et al.*, 1998: South America, pp. 119-139. In: *Meteorology of the Southern Hemisphere*, [Karoly D.J. and D. G. Vincent (Eds.), American Meteorological Society (AMS), Meteorological Monographs Series. Boston, MA, USA: American Meteorological Society, 410 pp.

Sawyer, D., 2008: Climate change, biofuels and eco-social impacts in the Brazilian Amazon and Cerrado. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 363, 1747-1752.

Scanlon, B.R. *et al.*, 2006: Global synthesis of groundwater recharge in semiarid and arid regions. *Hydrol. Processes*, 20(15), 3335-3370, doi:10.1002/hyp.6335.

- Scarano, F.R. *et al.*, 2012: Lead by example. *Nature*, 486, 25-26.
- Scarano, F.R. e G. Martinelli, 2010: Brazilian list of threatened plant species: reconciling scientific uncertainty and political decision-making. *Natureza e Conservação*, 8, 13-18.
- Scavia, D. *et al.*, 2002. Climate change impacts on U.S. coastal and marine ecosystems. *Estuaries*, 25, 149-164.
- Schaake, J.C., 1990: From climate to flow, pp. 177-206, Chapter 8. In: *Climate Change and U.S. Water Resources*. [Waggoner, P.E. (Ed.)]. New York, NY, USA: John Wiley.
- Schaefer, K.M., 2001: The reproductivity biology of tuna, pp. 225-270, Chapter 6. In: *Tuna: Physiology, Ecology, and Evolution*, [Block, B. and E. Stevens (Eds.)]. San Diego, CA, USA: Academic Press.
- Schaeffer-Novelli, Y. *et al.*, 1990: Variability of mangrove ecosystems along the Brazilian coast. *Estuaries*, 13(2), 204-218.
- Schindler, D.W., 2009: Lakes as sentinels and integrators for the effects of climate change on watersheds, airsheds, and landscapes. *Limnology and Oceanography*, 54(6, part 2), 2349-2358.
- Schroeder, F. de A. e J.P. Castello, 2007: Cardume associado: nova modalidade de pesca de atuns no Sul do Brasil, descrição e comparação. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 2(1), 66-74.
- Schroeder, F. de A. e J.P. Castello, 2010: An essay on the potential effects of climate change on fisheries in Patos Lagoon, Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(2), 320-330.
- Schroth, G. *et al.*, 2011: Conservation in tropical landscape mosaics: the case of the cacao landscape of Southern Bahia, Brazil. *Biodiversity Conservation*, 20, 1635-1654.
- Seeliger, U. e C. Odebrecht, 1998: Introdução e aspectos gerais. In: *Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil*, [Seeliger, U. *et al.* (Eds.)], Rio Grande, RS: Editora Ecoscientia.
- Seeliger, U. e C.B.S. Costa, 1998: Impactos naturais e humanos, pp. 219-226. In: *Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil*. [Seeliger, U. *et al.* (Orgs.)]. Rio Grande, RS: Editora Ecoscientia.
- Seneviratne, S.I. *et al.*, 2012: Changes in climate extremes and their impacts on the natural physical environment, pp. 109-230. In: *Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation* [Field, C.B. *et al.* (Eds.)]. A special report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge, UK, and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Servain, J, 1991: Simple climatic indices for the tropical Atlantic Ocean and some applications. *J. Geophys. Res.:Oceans*, 96(C8), 15137-15146.

Shiklomanov, I., 1998: World fresh water resources, pp. 13-24, Chapter 2. In: *Water in Crisis. A Guide to the World's Fresh Water Resources* [Gleick, P. H. (Ed.)]. Pacific Institute for Studies in Development, Environment and Security. Stockholm, Sweden. Stockholm Environmental Institute. New York, NY, USA e Oxford, UK: Oxford University Press.

Siegel, D.A e B.A. Franz, 2010: Oceanography: century of phytoplankton change. *Nature*. 466, 569-571.

T.G.F. *et al.*, 2009. Impactos das mudanças climáticas na produção leiteira do estado de Pernambuco. Análise para os cenários B2 e A2 do IPCC. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 24, .

Silveira, J.D., 1964: Morfologia do litoral, pp.. 253-305. In: *Brasil: a terra e o homem* [Azevedo, A. (Ed.)], vol. 1. São Paulo, SP: Cia. Editora Nacional.

Simas, M. e S. Pacca, 2013: Energia eólica, geração de empregos e desenvolvimento sustentável. *Estudos Avançados*, 27(77). Disponível em http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-40142013000100008&lng=en&nrm=iso.

Siqueira, M.F. e A.T. Peterson, 2003: Consequences of global climate change for geographic distributions of Cerrado species. *Biota Neotropica* 3(2):1-14 online: <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n12/pt/abstract?article+BN00803022003>.

Siqueira, O.J. *et al.*, 2001: Efeitos potenciais das mudanças climáticas na agricultura brasileira e estratégias adaptativas para algumas culturas. In: *Mudanças climáticas globais e a agropecuária brasileira* [Lima, M. A. de *et al.* (Eds.)]. Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP, pp. 65-96.

SMA-SP/ CPLA, 2010: Economia verde: desenvolvimento, meio ambiente e qualidade de vida no Estado de São Paulo [Carvalho, C.T.R.L. (Coord.)], Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo e Coordenadoria de Planejamento Ambiental. São Paulo, SP: SMA/CPLA, 144 pp.

Small, C. e R. J. Nicholls, 2003: A global analysis of human settlement in coastal zones. *Journal of Coastal Research*, 19(3), 584-599.

Smol, J.P., 1992: Paleolimnology: an important tool for effective ecosystem management. *Journal Aquatic Ecosystem Health*, 1(1), 49-58.

Soares, M.L.G., 2009: A conceptual model for the response of mangrove forests to sea level rise. *Journal of Coastal Research*, SI 56, 267-271.

Soares, M.L.G. *et al.*, 2005: Environmental changes in South America in the last 10k years: Atlantic and Pacific controls and biogeophysical effects: ecological impacts of climatic change and variability: coastal environments - mangroves and salt flats. *Report to the Inter-American Institute on Global Change (IAI)*. 62 pp.

Soares, M.L.G. *et al.*, 2008: Caracterização das florestas de mangue do complexo estuarino de Caravelas (Bahia-Brasil). Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Nordeste, Tamandaré, PE, Boletim Técnico Científico do Cepene, 16, 23-41.

Soares, M.L.G. *et al.* 2011: Vulnerabilidade das florestas de mangue à elevação do nível médio do mar: o caso da Região Metropolitana do Rio de Janeiro (Brasil). In: *Anais XIV Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar*, pp. 1-3. XIV Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar, 2011, Balneário Camboriú, SC.

SOS Mata Atlântica e Inpe, 2010: *Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica - Período 2008-2010 - Dados parciais dos estados avaliados até maio de 2010*. Disponível em www.mapas.sosma.org. Acesso em 18/mar/2011., ed Atlântica FSM (SOS Mata Atlântica, São Paulo).

Souza Filho, F.A. e U. Lall, 2004: Modelo de Previsão de Vazões Sazonais e Interanuais. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, ABRH, Porto Alegre, RS, v. 9, n. 2, p. 61-74.

Souza Filho, F.A. e C. Brown, 2008: Dynamic risk management in water systems - new methodology for reservoir operation. In: 22nd Conference on Hydrology - American Meteorological Society Annual Conference 2008, 2008, New Orleans. American Meteorological Society Annual Conference 2008. New Orleans : American Meteorological Society.

Souza Filho, F.A. *et al.*, 2008: Multi-decadal climate variability or change and reservoir performance: the Colorado River Compact. In: 22nd Conference on Hydrology, 88th Annual American Meteorological Society, 2008, New Orleans. 88th Annual American Meteorological Society. New Orleans, LA: American Meteorological Society.

Souza Filho, F.A. *et al.*, 2003: Modelo de previsão de vazões sazonais e interanuais. In: XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2003, Curitiba. Modelo De Previsão De Vazões Sazonais E Interanuais. Porto Alegre : ABRH.

Souza Filho, F.A. e R.L. Porto, 2003: Acoplamento de modelo climático e modelo hidrológico. In: XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2003, Curitiba. Desafios da Gestão da Água no Limiar do Século XXI. Porto Alegre : ABRH.

Souza Filho, F.A., 2003: Variabilidade e mudança climática nos semi-áridos brasileiros. In: *Clima e recursos hídricos no Brasil* [Tucci, C.E.M e B. Braga (Eds.)]. Coleção ABRH, Porto Alegre, RS: ABRH.

Souza Filho, P.W.M. e W.R. Paradella, 2003: Use of synthetic aperture radar for recognition of coastal geomorphological features, land-use assessment and shoreline changes in Bragança coast, Pará, Northern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 75, 341-356.

Souza, L.C. *et al.*, 2011: Zooplankton of an urban coastal lagoon: composition and association with environmental factors and summer fish kill, *Zoologia*, 28(3), 357-364.

Souza, M.F.L. *et al.*, 2003: Budgets and trophic state in a hypersaline coastal lagoon: Lagoa de Arauama, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57(5-6), 843-858.

Sparovek, G. *et al.*, 2010: Brazilian agriculture and environmental legislation: status and future challenges. *Environ. Sci. Technol.*, 44(16), 6046-6053, doi:10.1021/es1007824.

Speranski, N.S. e L.J. Calliari, 2006: Padrões de refração de ondas para a costa do Rio Grande do Sul e sua relação com a erosão costeira, pp. 446-454. In: *Erosão e progradação do litoral brasileiro*, [Muehe, D. (Org.)], Ministério do Meio Ambiente (MMA) e Programa de Geologia e Geofísica Marinha (PGGM). Brasília, DF: MMA/ PGGM, 476 pp.

St. Amand, 2002: *Cylindrospermopsis*: an invasive toxic alga. *LakeLine*, 22(1), 36-39.

Stocker, T. *et al.*, 2010: IPCC Expert Meeting on Assessing and Combining Multi Model Climate Projections. 25-27 January 2010. Boulder, Colorado, USA.

Stone, R., 2007: A world without corals, *Science*, 316, 678-681.

Strassburg, B.B.N. *et al.*, 2010: Global congruence of carbon storage and biodiversity in terrestrial ecosystems, *Conservation Letters*, 3, 98-105.

Streck, N.A., 2005: Climate change and agroecosystems: the effect of elevated atmospheric CO₂ and temperature on crop growth, development, and yield, *Ciência Rural*, 35, 734-744.

Streck, N.A. e C.M. Alberto, 2006: Estudo numérico do impacto da mudança climática sobre o rendimento de trigo, soja e milho. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 41(9), 1351-1359.

Sun, L. *et al.*, 2005: Climate downscaling over Nordeste, Brazil, Using the NCEP RSM97. *Journal of Climate*, 18, 551-567.

Sun, L. *et al.*, 2006: An operational downscaling prediction system for Nordeste Brazil and the 2002-04 real time forecasting evaluation. *Journal of Climate*, 19, 1990-2007.

Sund, P.N. *et al.*, 1981: Tunas and their environment in the Pacific Ocean: a review. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 19, 443-512.

Tabarelli, M. *et al.*, 2005: Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica. *Megadiversidade*, 1(1), 132-138.

Tabosa, W.F. *et al.*, 2001: Monitoramento costeiro das praias de São Bento do Norte e Caiçara do Norte, NE, Brasil, *Revista Pesquisas em Geociências*, 28, 383-392.

Taiz, L. e E. Zeiger., 1991: *Plant Physiology*. San Francisco, CA, USA: Benjamim/ Cummings, 560 pp.

- Tanajura, C.A.S *et al.*, 2009: Mudanças climáticas e recursos hídricos na Bahia: validação da modelagem do clima presente. XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009.
- Tanajura, C.A.S *et al.*; 2010: Mudanças climáticas e recursos hídricos na Bhia: validação da simulação do clima presente do HADRM3P e comparação om os cenários A2 e B2 para 2070-2100, *Revista Brasileira de Meteorologia*, 25(3), 345-358.
- Taylor, D. e P.G. Sanderson, 2002: Global changes, mangroveforests and implications for hazards along continental shorelines,p. 203–226. In: *Environmental Change and Geomorphic Hazards in Forests* [Sidle, R. (Ed.)], IUFRO Research Series 9, Wallingford, UK.
- TEEB, 2010: Mainstreaming the economics of nature. A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). Malta: Progress Press.
- Teixeira, R.L. e H.S. Sá, 1998: Abundância de macrocrustáceos decápodos nas áreas rasas do complexo lagunar Mundaú/Manguaba, AL. *Revista Brasileira de Biologia*, 58(3), 393-404.
- Telles, D.D e A.F. Domingues, 2006: Água na agricultura e pecuária. In: *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação* [Rebouças, A. da C. *et al.* (Eds.)] 3ª ed. São Paulo, SP: Escrituras Editora.
- Terwilliger, K. e J.P. Wolflin, 2005: Decision making for sustainable development coastal lagoons, pp. 331-370. In *Ecosystem processes and modeling for sustainable land use and development* (Gönneng, E. e J.P. Wolflin (Eds.)). Boca Raton, FL, USA: CRC Press.
- Thomas C.D. *et al.*, 2004: Extinction risk from climate change, *Nature*, 427, 145-148.
- Timmermann, A. *et al.*, 1999: Increased *El Niño* frequency in a climate model forced by future greenhouse warming, *Nature*. 398, 694-696.
- Toldo, E.E. *et al.*, 2006: Erosão e acresção da zona costeira, Rio Grande do Sul. In: Erosão e progradação do litoral brasileiro, [Muehe, D. (Org.)], Ministério do Meio Ambiente (MMA) e Programa de Geologia e Geofísica Marinha (PGGM), Brasília, DF: MMA/ PGGM, 476 pp.
- Tomasella, J. *et al.*, 2009: Estudo de impacto das mudanças climáticas sobre os recursos hídricos superficiais e sobre os níveis dos aquíferos na Bacia do Rio Tocantins. CCST/INPE, Cachoeira Paulista, SP.
- Tomasella, J. *et al.*, 2011: The droughts of 1996–1997 and 2004-2005 in Amazonia: hydrological response in the river main-stem. *Hydrol. Process*, 25, 1228-1242.
- Tranvik, L.J. *et al.*, 2009: Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography*, 54(6, part 2), 2298-2314.

Travassos, P., 1999a: *L'étude des relations thons-environnement dans l'Océan Atlantique Intertropical Ouest: cas de l'albacore (Thunnus albacares, Bonnaterre 1788), du germon (Thunnus alalunga, Bonnaterre 1788) et du thon obèse (Thunnus obesus, Lowe 1839)*. Tese de Doutorado em Oceanografia Biológica e Ambiente Marinho, Université de Paris 6 (Pierre et Marie Curie), 256 pp.

Travassos, P., 1999b: Anomalies thermiques et pêche du germon (*Thunnus alalunga*) dans l'Atlantique Tropical Sud-Ouest. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT), *Collective Volume of Scientific Papers*, 49(4), 324-338.

Tröger, F.H. et al., 2006: Verificação da estacionariedade das séries anuais de vazões naturais das usinas hidrelétricas de três Marias e Sobradinho. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 11(4).

Tubiello, F.N. et al., 2000: Effects of climate change and elevated CO₂ on cropping systems: model predictions at two Italian locations. *European Journal of Agronomy*, 13, 179-189.

Tucci, C.E.M. e R.T. Clarke, 1998: Environmental issues in the La Plata Basin. *Water Resources Development*, 14(2), 157-173.

Tucci, C.E.M., 2003: Processos hidrológicos e seus impactos na mudança do solo, pp. 1-30. In: *Clima e recursos hídricos no Brasil*. [Tucci, C.E.M e B. Braga (Eds.)]. Coleção ABRH, Porto Alegre, RS: ABRH.

Tucci, C.E.M., 2001: Some scientific challenges in the development of South America's water resources, *Hydrological Sciences—Journal—des Sciences Hydrologiques*, 46(6).

Tucci, C.E.M., 2002: Impactos da variabilidade climática do uso do solo nos recursos hídricos. Agência Nacional das Águas.

Tucci, C.E.M. e R.T. Clarke, 1997: Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 2(1).

Tucci, C.E.M e B. Braga (Eds.), 2003: *Clima e recursos hídricos*. Coleção ABRH, Porto Alegre, RS: ABRH.

Tundisi, J.G., 2008: Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. *Estudos Avançados*, 22(63).
UK Met Office, 2005: Climate change, rivers and rainfall. Recent research on climate change science from the Hadley Centre, December 2005.

UNDP, 2006: Human Development Report 2006. Beyond scarcity: Power, poverty and the global water crisis. United Nations Development Programme (UNDP).

Unesco, 2010: Sea-level rise and variability. A summary for policy makers. 12 pp.

UNFCCC, 2007: Climate change: impacts, vulnerabilities and adaptation in developing countries. – United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), Bonn, Germany.

Unica, 2010: Sugarcane industry in brazil, ethanol, sugar, bioelectricity. Folheto, União da Indústria de Cana de Açúcar (Unica).

Uwins, H.K. *et al.*, 2007: A case study investigating the occurrence of geosmin and 2-methylisoborneol (MIB) in the surface waters of the Hinze Dam, Gold Coast, Australia. *Water Sci Technol*, 55, 231-238.

Valentin, J.L., 2008: Consequências das mudanças climáticas para o plâncton do Atlântico Sul. SBPC, Reunião Anual, Energia, Ambiente, Tecnologia, Campinas, 6 pp. Disponível em <http://www.sbpnet.org.br/livro/60ra/textos/si-jeanlouisvalentin.pdf>.

Valgas, I., 2009: *As marismas de Spartina alterniflora e os taboais de Typha domingensis do Sistema Estuarino de Laguna (Santa Catarina, Brasil): distribuição espacial, estrutura e macrofauna associada*. Dissertação de Mestrado, Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná.

Van Beek, E. *et al.*, 2003: Coping with climate variability and climate change in water resources, Chapter 2, pp. 31-46. In: *Coping with Climate Variability and Climate Change in Water Resources: a Scoping Paper* [Kabat, P. *et al.* (Eds.)]. Dialogue on Water and Climate (DWC), DWC-Report no DWCSSO-01, International Secretariat of the Dialogue on Water and Climate, Wageningen, Netherlands.

Van de Waal, D.B. *et al.*, 2011: Reversal in competitive dominance of a toxic versus non-toxic cyanobacterium in response to rising CO₂. *The ISME Journal*, 5, 1438–1450.

Vanderlaan, A.S.M. *et al.*, 2011: Initial investigations of environmental influences on atlantic bluefin tuna catch rates in the Southern Gulf of St. Lawrence. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT), *Collective Volume of Scientific Papers*, 66(3), 1204-1215.

Viana VM. 2008. Bolsa Floresta: um instrumento inovador para a promoção de saúde em comunidades tradicionais do Amazonas. *Estudos Avançados*, 22, 143-153.

Vignola, R. *et al.*, 2009: Ecosystem-based adaptation to climate change: what role for policy-makers, society and scientists? *Mitigation and Adaptation Strategies to Global Change*, 14, 691-696.

Vital, H., 2006: Rio Grande do Norte. In: *Erosão e progradação do litoral brasileiro*, [Muehe, D. (Org.)], Ministério do Meio Ambiente (MMA) e Programa de Geologia e Geofísica Marinha (PGGM). Brasília, DF: MMA/ PGGM, 476 pp.

Vital, H. *et al.*, 2005a: Oceanografia geologica e geofisica da plataforma continental brasileira, pp. 153-175. In: *Quaternário do Brasil* [Souza, C.R.G. *et al.* (Eds.)]. Ribeirão Preto, SP: Holos Editora, 378 pp.

Vital, H. *et al.*, 2005b: Carta sedimentológica da plataforma continental brasileira. Área Guamaré a Macau (NE Brasil), utilizando integração de dados geológicos e sENSOrimento remoto, *Revista Brasileira de Geofísica*, 23(3), 233-241.

- Vital, H. *et al.*, 2006: Coastal erosion on the Rio Grande do Norte State (Northeastern Brazil): causes and factors versus effects and associated processes: *Journal of Coastal Research*, 39(Special Issue), 1307-1310.
- Vital, H. *et al.*, 2010: Characterization of the Brazilian continental shelf adjacent to Rio Grande do Norte State, NE Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 58(Special Issue), IGCP526, 43-54.
- Vörösmarty, C.J. *et al.*, 2000: Global water resources: vulnerability from climate change and population growth, *Science*, 289, 284-288, doi:10.1126/science.289.5477.284.
- Wagner, R., 1996: Decadal-scale trend in mechanisms controlling meridional sea surface temperature gradients in the tropical Atlantic. *J. Geophys. Res.*, 101, 16683-16694.
- Wagner, C. e R. Adrian, 2008: Cyanobacteria dominance: quantifying the effects of climate change. *Limnology and Oceanography*, 54(6, part 2), 2460-2468.
- Wagener, T. *et al.*, 2010: The future of hydrology. An evolving science for a changing world, *Water Resour. Res.*, 46(W05301), doi:10.1029/2009WR008906.
- Walker, G.T., 1924: Correlation in seasonal variations of weather, IX. A further study of world weather. *Memoirs of the India Meteorological Department*, 24,(9), 275-333. <http://www.rmets.org/about/history/classics.php>
- Walker, G.T., 1928: Ceará (Brazil) famines and the general air movement. *Beitrage zur Physik der freien Atmosphere*, 14, 88-93.
- Wanninkhof, R. e M. Knox, 1996: Chemical enhancement of CO₂ exchange in natural waters. *Limnology and Oceanography*, 41(4), 689-697.
- Weaver, A. J. e C. Hillaire-Marcel, 2004: Global warming and the next ice age. *Science*, 304(5669), 400-402.
- Wetzel, R.G., 2001: *Limnology. Lake and River Ecosystems*. 3a ed. San Diego, CA, USA: Elsevier Academic Press, 1006 pp.
- Wilby, R.L. *et al.* 2006: Integrated modelling of climate change impacts on water resources and quality in a lowland catchment: River Kennet, UK, *Journal of Hydrology*, 330, 204-220.
- Williamson, C.E. *et al.* 2009: Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. *Limnology and Oceanography*, 54(6, part 2), 2273-2282.
- Wilson, K. *et al.*, 2005: Measuring and incorporating vulnerability into conservation planning, *Environmental Management*, 35, 527-543.
- Winter, T.C., 2001: The concept of hydrologic landscapes. *Journal of the American Water Resources Association*, 37(2).

- Wisner, B. *et al.*, 2003: *At Risk: Natural Hazards, Peoples Vulnerability and Disasters*. 2nd ed. London, UK: Routledge.
- Wolinski, A.L.T.O., 2011: Efeitos do derrame experimental de óleo Bunker MF-180 em marismas da Baía de Paranaguá (Paraná, Brasil). Disponível em www.researchgate.net/profile/Andre_Wolinski.
- WRI, 2008. WRI Annual Report. World Resource Institute (WRI), Washington, DC, USA, 28 pp.
- Wright, L.C. *et al.*, 2012: Turtle mating patterns buffer against disruptive effects of climate change. *Proceedings of the Royal Society, B*, 279(1736), 2122-2127, doi:10.1098/rspb.2011.22851.
- Ybert, J.P. *et al.*, 2003: Environmental and sea-level variations on the southeastern Brazilian coast during the Late Holocene with comments on prehistoric human occupation. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 189(1-2), 11-24.
- Yeh, S.-W. *et al.*, 2009: *El Niño* in a changing climate. *Nature Letters*, 461, 511-515.
- Yunes, J. S., 2000: Ecotoxicologia em lagoas costeiras: florações de cianobactérias tóxicas na Lagoa dos Patos, pp. 231-260. In: *Ecologia de restingas e lagoas costeiras* [Esteves, F.A.e L.D. Lacerda (Eds.)]. Núcleo de Pesquisas Ecológicas de Macaé (Nupem). Macaé, RJ: Nupem.
- Yunes, J. S., 2009: Florações de *Microcystis* na Lagoa dos Patos e seu estuário: 20 anos de estudos, *Oecologia Brasiliensis*, 13(2), 313-318.
- Zagaglia, C.R., 2003: *Técnicas de sensoriamento remoto aplicadas à pesca de atuns no Atlântico Oeste Equatorial*. Dissertação de Mestrado em sensoriamento Remoto, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Inpe), São José dos Campos, SP, 180 pp.
- Zamboni, A. e J.L. Nicolodi (Orgs.), 2008: *Macrodiagnóstico da zona costeira e marinha do Brasil (Macrodiagnosis of the Coastal and Marine Zone of Brazil)*. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental, Brasília, DF, 242 pp.
- Zamith L.R. e F.R. Scarano, 2006: Restoration of a restinga sandy coastal plain in Brazil: survival and growth of planted woody species, *Restoration Ecology*, 14, 87-94.
- Zanotta, D.C. *et al.*, 2009: Mapeamento da temperatura superficial da Lagoa dos Patos, RS, com dados NOAA-AVHRR. *Anais XIV SBSR, XIV Simpósio Brasileiro de SENSOrimento Remoto*, Natal, RN. São José dos Campos: Inpe.
- Zembruscki, S.J. *et al.* 1972: Estudo preliminar das províncias geomorfológicas da margem continental brasileira. In. *Anais CBG-SBG 26* . vol. 2. pp. 187-209, Congresso Brasileiro de Geologia 26. São Paulo, SP.
- Zhao, F. *et al.*, 2010: Evaluation of methods for estimating the effects of vegetation change and climate variability on streamflow, *Water Resour. Res.*, 46(W03505), doi:10.1029/2009WR007702.

Zoby, J.L.G. e B. Matos, 2002. Águas subterrâneas no Brasil e sua inserção na Política Nacional de Recursos Hídricos. *Anais do Congresso da Abas*, vol. 12. Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, Florianópolis, SC.

Zullo Jr. *et al.*, 2006: Impact assessment study of climate change according to IPCC prognostics on Brazilian agricultural zoning. *Meteorological Applications, Royal Meteorological Society*, 1, 69-80.

Zullo Jr. J. *et al.*, 2011: Potential for growing Arabica coffee in the extreme south of Brazil in a warmer world. *Climatic Change*, 109(3-4), 535-548, doi:10.1007/s10584-011-0058-0.