UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

ESCOLA DE ARTES, CIÊNCIAS E HUMANIDADES

RAONI VENTURIERI DE ANDRADE LIMA

Modelagem baseada em agentes para avaliar a sustentabilidade da exploração do palmito jussara por comunidades quilombolas do Vale do Ribeira, São Paulo

São Paulo

2013

RAONI VENTURIERI DE ANDRADE LIMA

Modelagem baseada em agentes para avaliar a sustentabilidade da exploração do palmito jussara por comunidades quilombolas do Vale do Ribeira, São Paulo

São Paulo

2013

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada à fonte.

CATALOGAÇÃO-NA-PUBLICAÇÃO
Biblioteca
Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo

Lima, Raoni Venturieri de Andrade
Modelagem baseada em agentes para avaliar a sustentabilidade da exploração do palmito jussara por comunidades quilombolas do Vale do Ribeira, São Paulo / Raoni Venturieri de Andrade Lima ; orientadora, Cristina Adams. – São Paulo, 2013.
122 f.

Dissertação (Mestrado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Modelagem em Sistemas Complexos, Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo.
Versão corrigida.

1. Ecologia humana - Simulação computacional. 2. Palmito - Exploração - Mata Atlântica. 3. Quilombos - Vale do Ribeira (SP). 4. Modelagem baseada em agentes. 5. Recursos comuns. 6. Recursos naturais - Exploração. 7. Sistemas dinâmicos. I. Adams, Cristina, orient. II. Título.

CDD 22.ed.– 304.2015118

RAONI VENTURIERI DE ANDRADE LIMA

Modelagem baseada em agentes para avaliar a sustentabilidade da exploração do palmito jussara por comunidades quilombolas do Vale do Ribeira, São Paulo

Versão corrigida

Dissertação apresentada à Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo, com o objetivo de obtenção do título de Mestre em Ciências

Área de concentração: Modelagem de Sistemas Complexos

Orientadora: Profª Drª Cristina Adams

São Paulo

2013

Nome: Lima, Raoni Venturieri de Andrade

Título: Modelagem baseada em agentes para avaliar a sustentabilidade da exploração do palmito jussara por comunidades quilombolas do Vale do Ribeira, São Paulo

Dissertação apresentada à Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo, com o objetivo de obtenção do título de Mestre em Ciências

Aprovado em:

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. _____ Instituição:_____

Julgamento:_____ Assinatura:_____

Prof. Dr. _____ Instituição:_____

Julgamento:_____ Assinatura:_____

Prof. Dr. _____ Instituição:_____

Julgamento:_____ Assinatura:_____

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família, pelo amor e apoio incondicionais de sempre.

Agradeço aos amigos e pessoas queridas, que me compreenderam e me incentivaram sempre que precisei.

Agradeço de coração à Profª Cristina Adams e ao Profº Fernando Ferreira pelos incentivos, paciência e tempo a mim dedicados.

Agradeço também a Céline Raimbert, pelas valiosas informações de campo e disposição em ajudar.

Por fim, agradeço à Universidade de São Paulo pela oportunidade de cursar o Programa de Mestrado de Modelagem em Sistemas Complexos e pelo auxílio para apresentação em congresso no Japão.

RESUMO

Lima RVA. Modelagem baseada em agentes para avaliar a sustentabilidade da exploração do palmito jussara por comunidades quilombolas do Vale do Ribeira, São Paulo [Dissertação de Mestrado]. São Paulo: Universidade de São Paulo, Escola de Artes, Ciências e Humanidades, 2013. 122 f.

O presente trabalho buscou reproduzir, a partir de simulação computacional utilizando modelagem baseada em agentes, a dinâmica do sistema sócio-ecológico que conecta comunidades quilombolas do Vale do Ribeira, São Paulo, ao palmito jussara (*Euterpe edulis* Martius), espécie considerada ameaçada de extinção e cuja exploração, atualmente, pode ser descrita como uma Tragédia dos Comuns. Com base na teoria acumulada de recursos comuns, em dados empíricos do sistema social quilombola e na dinâmica populacional do palmito, simulamos o impacto de duas políticas públicas distintas de gestão do recurso: a primeira é a proibição estatal de exploração do mesmo, que criminaliza os palmiteiros e não está surtindo os efeitos desejados de preservação; a segunda, projeta um cenário hipotético no qual o Estado flexibiliza as regras de exploração e permite que a comunidade gerencie o recurso. Ao comparar o estoque final de palmito jussara para diversos cenários, concluimos que existe um grande potencial para que a gestão comunitária do recurso traga benefícios econômicos às famílias quilombolas, ao mesmo tempo em que contribui para a preservação do mesmo na natureza.

Palavras-chave: Modelagem baseada em agentes, recursos comuns, quilombola, *Euterpe edulis*, sistemas sócio-ecológicos.

ABSTRACT

Lima, RVA. Agent-based modeling as a tool to evaluate the sustainability of Palmito Jussara extraction by traditional communities in Ribeira Valey, São Paulo [Master Thesis]. São Paulo: University of São Paulo, School of Arts, Sciences and Humanities, 2013. 122 f.

This study intended to use agent-based modeling to reproduce the dynamics of the social-ecological system that connects the *quilombola* communities that live in the Ribeira Valley, São Paulo, to the palm tree *Euterpe edulis* Martius, an endangered species highly valued for its heart of palm, which has being heavily harvested and can be considered an example of a Tragedy of the Commons. Based on the theory on common-pool resources, empirical data regarding the *quilombola* social system and on the palm tree population dynamics, we simulate the impact of two different public policies towards the palm tree conservation: the first scenario is the current total-prohibition of extraction policy, which marginalize harvesters and is not working prom an environmental perspective; the second scenario simulates a hypothetical situation in which allows the community to explore and manage the resource. After comparing the final stock of *Euterpe edulis* for many conditions, we may conclude that there is a great possibility that community-level management is more able to bring economic benefits to the *quilombola* families, while also help to preserve the species.

Key-words: Agent-based modeling, common-pool resources, quilombola, *Euterpe edulis*, social-ecological systems.

Lista de Figuras

Figura 1 - Carga ilegal de palmito jussara confiscada confiscada pela polícia ambiental. Fonte: autor desconhecido 30
Figura 2 - Transporte de palmito jussara ilegal, feito em mulas. Fonte: autor desconhecido 31
Figura 3 - Localização do Vale do Ribeira. Fonte: autor desconhecido 33
Figura 4 - Mapa de localização das Unidades de Conservação no Vale do Ribeira, no Estado de São Paulo. Adaptado do mapa "Unidades de Conservação Estaduais sob Gestão da Fundação Florestal" - Fundação Florestal (Sec. do Meio Ambiente. Estado de São Paulo) 2008. 36
Figura 5 - Mapa de localização dos quilombos do Vale do Ribeira, no Estado de São Paulo. Adaptado do mapa "Comunidades Remanescentes de Quilombos no Estado de São Paulo" – ITESP (Secretaria de Justiça e Defesa da Cidadania. Estado de São Paulo). 36
Figura 6 - Modelo conceitual de um sistema sócio-ecológico. Fonte: Anderies et al (2004). 50
Figura 7 - Ilustração do modelo de proibição estatal de exploração do E. edulis. 70
Figura 8 - Ilustração do modelo hipotético de gestão comunitária do E. edulis. 74
Figura 9 - Estoque final de palmito (proibição estatal), variando a probabilidade de flagrante pelo Estado (ρ) e o nível de punição aplicada (λ), quando d=0. Tmax = 2000, N=49, 3500ha. 77
Figura 10 - Estoque final de palmito (gestão comunitária), variando a proporção de indivíduos engajados dentre os não-extratores (φ) e o nível de peer-pressure (γ), quando d=0. Tmax = 2000, N=49, 3500ha. 78
Figura 11 - Estoque final de palmito (proibição estatal), variando a probabilidade de flagrante pelo Estado (ρ) e o nível de punição aplicada (λ), quando d=0,2. Tmax = 2000, N=49, 3500ha. 80
Figura 12 - Estoque final de palmito (gestão comunitária), variando a proporção de indivíduos engajados dentre os não-extratores (φ) e o nível de peer-pressure (γ), quando d=0,2. Tmax = 2000, N=49, 3500ha. 81
Figura 13 - Diagrama do estoque final de palmito (gestão comunitária), variando a proporção de indivíduos engajados dentre os não-extratores (φ) e o nível de peer-pressure (γ), quando d=0,2. Tmax = 2000, N=49, 3500ha. 82
Figura 14 - Estoque final de palmito (proibição estatal), variando a probabilidade de flagrante pelo Estado (ρ) e o nível de punição aplicada (λ), quando d=0,9. Tmax = 2000, N=49, 3500ha. 83
Figura 15 - Estoque final de palmito (gestão comunitária), variando a proporção de indivíduos engajados dentre os não-extratores (φ) e o nível de peer-pressure (γ), quando d=0,9. Tmax = 2000, N=49, 3500ha. 84
Figura 16 - Diagrama do estoque final de palmito (gestão comunitária), variando a proporção de indivíduos engajados dentre os não-extratores (φ) e o nível de peer-pressure (γ), quando d=0,9. Tmax = 2000, N=49, 3500ha. 85

Sumário

1. Introdução 9
2. Recursos Comuns e Regimes de Apropriação 12
2.1. Regimes de Apropriação 16
2.2. Níveis de análise e conjuntos de direitos de propriedade 19
2.3. Características dos recursos, dos atores, e os *Design Principles* 21
3. A Mata Atlântica e o Palmito Jussara (*Euterpe edulis* Martius) 26
4. O Vale do Ribeira e as Comunidades Quilombolas 33
4.1. Políticas de acesso à terra 37
5. Formulação do Problema e Hipótese 41
5.1. Distanciamento dos tomadores de decisão 41
5.2. Ausência de incentivos para a exploração sustentável do recurso. 44
5.3. Hipótese de pesquisa 46
6. Metodologia 48
6.1. Sistemas sócio-ecológicos 48
6.2. Modelagem baseada em agentes 52
6.3. A construção dos modelos 55
6.3.1. Sistema ecológico: Dinâmicas populacionais e o modelo de crescimento do *Euterpe edulis* 56
6.3.2. Sistema social 64
6.3.3 Definição dos agentes e de estrutura comum 67
6.3.4. Modelo de proibição estatal 69
6.3.5. Modelo de gestão comunitária 72
7. Resultados e Discussão 76
7.3. Taxa de desconto *d* igual a zero 76
7.4. Taxa de desconto *d* igual a 0,2 79
7.5. Taxa de desconto *d* igual a 0,9 82
7.6. Conclusão 85
7.7. Sugestões para trabalhos futuros 87
8. Bibliografia 89
9. ANEXO 96

1. Introdução

O palmito jussara (*Euterpe edulis* Martius) é uma espécie de palmeira nativa da Mata Atlântica de grande importância biológica para a biodiversidade local (Barroso et al, 2010; Galetti, M. & Fernandez J.C., 1998; Romeiro & Barcia, 1996; Reis et al, 2000), incluindo diversas espécies de aves e mamíferos, que incluem os frutos da árvore em sua dieta. A palmeira também produz um palmito de sabor muito agradável e, portanto, muito valorizado no mercado (Reis et al, 2000).

A extração e o comércio do palmito jussara da mata atlântica ao longo dos anos (Romeiro & Barcia, 1996), combinada com o ciclo de crescimento lento, baixa taxa de germinação e outras características de reprodução da espécie (Galetti, M. & Fernandez J.C., 1998; Reis et al, 2000), levaram a mesma ao risco de extinção (Instrução Normativa 6/2008, Ministério do Meio Ambiente). Em resposta à esta ameaça, e principalmente após ser considerada espécie ameaçada, o Estado proibiu a extração do palmito jussara, especialmente nas áreas protegidas, em menor ou menor grau, por Unidades de Conservação (Leis Federais 9.985/2000, 11.428/2000, 12.651/2012), muitas das quais se sobrepõem ou circunvizinham os territórios de propriedade coletiva das comunidades quilombolas do Vale do Ribeira (Pedroso Jr. et al, 2008).

Apesar da proibição estatal, o que se verifica na prática é que a espécie continua a sofrer extrativismo dentro e fora de áreas protegidas (Galetti, M. & Fernandez J.C., 1998; Romeiro & Barcia, 1996; Raimbert, C. 2012), constituindo uma atividade econômica que gera renda significativa (Barroso et al, 2010; Pedroso Jr. et al, 2008; Romeiro & Barcia, 1996) para a subsistência das famílias que a ela se dedicam, dentre elas muitas famílias quilombolas. Tal atividade, além de ilegal e sujeita a fiscalização e punição dos palmiteiros pelo Estado (Lei Federal 9.605/1998), continua exaurindo o recurso, ou seja, aumentando o risco de extinção do *Euterpe edulis* na Mata Atlântica.

Frente à proibição e à fiscalização pela polícia ambiental, palmiteiros e atravessadores desenvolveram estratégias para minimizar o risco de serem flagrados (Galetti, M. & Fernandez J.C., 1998). Além disso, o Estado não

possui meios para fiscalizar de forma efetiva a atividade palmiteira naquele território, caracterizado por grandes extensões de mata fechada e terreno montanhoso (Instituto Socioambiental, 2008).

A distribuição da palmeira na mata atlântica e a incapacidade do Estado de evitar que palmiteiros extraiam o recurso faz com que, na prática, o palmito jussara possa ser considerado um recurso comum (Romeiro & Barcia, 1996), ou seja, um recurso cuja extração diminui a sua disponibilidade para outros usuários e cuja natureza implica que é impossível ou inviável impedir que as pessoas o explorem.

Apesar de a ciência econômica comumente ensinada nos livros-texto de economia e preconizada nos meios de comunicação prever a insustentabilidade do uso de recursos comuns (Hardin, 1968; Mankiw 2001), atualmente a literatura científica especializada na questão da exploração de recursos compartilhados já é razoavelmente sofisticada e nos ensina, com base em experiências empíricas em todo o mundo, que é possível que um recurso comum seja explorado por comunidades de forma sustentável, sem a necessidade de privatização ou de controle centralizado pelo Estado, desde que atenda a alguns princípios institucionais básicos (Ostrom 1990, 2001; Dietz et al 2003, Agrawal 2001, Berkes 2006).

Este entendimento vem subsidiando mudanças em políticas públicas em todo o mundo, que devolvem ao menos parte do controle sobre a exploração de um recurso comum para os usuários locais, diretamente impactados pelo mesmo (Agrawal 2001). Entretanto, no caso do sistema sócio-ecológico quilombolas-*Euterpe edulis*, ainda vigora o controle centralizado, inflexível e insensível às realidades sócio-econômicas locais.

Tendo em vista que a proibição de exploração estatal não está surtindo efeito para a preservação da espécie *Euterpe edulis* nas áreas de proteção ambiental do Vale do Ribeira e que a exploração do palmito é uma atividade que contribui para a renda familiar das comunidades (Barroso et al, 2010; Pedroso Jr. et al, 2008; Romeiro & Barcia, 1996), faz-se necessário explorar políticas públicas alternativas que sejam mais efetivas na promoção do

desenvolvimento sustentável, aliando a preservação do palmito jussara com a possibilidade de geração de renda de forma legal pelas famílias quilombolas.

Entretanto, uma vez que a realização de experimentos de alteração nas instituições e regras sociais seriam eticamente questionáveis, de implementação muito difícil, e de avaliação duvidosa, faz-se necessário o desenvolvimento de uma metodologia ou de uma ferramenta capaz de conjecturar cenários críveis, que permitam à comunidade e aos formuladores de políticas públicas avaliar *a priori* o impacto da adoção de novas regras (Janssen, M. & Ostrom, E., 2006; Berger, T. & Schreinemachers, P., 2006).

A modelagem baseada em agentes apresenta-se, então, como uma valiosa ferramenta de apoio à tomada deste tipo de decisão, pois consegue simular o impacto de regras hipotéticas sobre as unidades domésticas (UDs), sobre o recurso em questão e sobre a interação das UDs com o recurso explorado e com outras UDs, bem como considerar a heterogeneidade das mesmas (Berger, T. & Schreinemachers, P., 2006). A simulação permite também a inserção e o monitoramento de diversas variáveis, sejam elas sociais, ecológicas ou de outra natureza.

Neste trabalho utilizaremos modelagem baseada em agentes para simular e comparar a política pública atual de proibição da extração do palmito jussara com um cenário hipotético onde o Estado concede à comunidade direitos para explorar e gerir o recurso, avaliando a população de palmeira jussara em um território após um determinado período de tempo, em cada um dos cenários.

Antes disso, porém, faremos um breve resumo da referência teórica sobre recursos comuns adotada atualmente, contextualizaremos os sistemas sociais e ecológico que estamos estudando, e explicaremos a metodologia e a ferramenta que escolhemos para verificar a nossa hipótese.

2. Recursos Comuns e Regimes de Apropriação

Os bens de uma economia podem ser caracterizados segundo critérios de Rivalidade e Exclusividade (Mankiw, 2001). Por rivalidade entende-se a característica de que o desfrute de um bem por um agente diminui ou impede a disponibilidade deste bem para outros agentes. Por exclusividade, entende-se a possibilidade e/ou viabilidade de se impedir que um agente desfrute de determinado bem (Mankiw, 2001).

Desta forma, os bens de uma economia podem ser categorizados nos seguintes quadrantes:

	Rivais	Não Rivais
Exclusivos	Bens privados. Ex.: automóvel, sorvete.	Bens públicos pagos. Ex.: show de música, transporte público tarifado.
Não exclusivos	Recursos Comuns. Ex.: Estoque de peixes, pastagens comuns, ar limpo, recursos florestais.	Bens públicos puros. Ex.: iluminação pública, segurança nacional.

Tabela 1 - Quadro ilustrativo de rivalidade e exclusividade de bens de uma economia. Fonte: autor, adaptado de Mankiw 2001.

No primeiro quadrante encontram-se os bens privados, a maior parte dos bens a que estamos acostumados: eles são exclusivos na medida em que apenas os indivíduos que os compram têm acesso aos mesmos, e são rivais pois quando um uma pessoa adquire aquele bem, este deixa de estar disponível para aquisição por outra pessoa.

Entretanto, a natureza de determinados bens nem sempre se adequa a essa lógica. Alguns bens podem ser não-rivais, como o desfrute de uma sessão de cinema, quando o consumo daquela exibição por um indivíduo não diminui ou impede o desfrute da mesma por outro. Neste caso, o bem é não-rival porém é exclusivo, pois apenas aqueles que adquiriram o ingresso podem

desfrutar do mesmo. A não-rivalidade é muito comum na oferta de serviços, em especial serviços públicos.

Em outros casos os bens podem ser, além de não-rivais, não-exclusivos, o que significa que não se pode impedir alguém de acessar aquele bem, embora a utilização do mesmo não afete a sua disponibilidade para outros usuários. Podemos citar como exemplo os serviços de iluminação pública em um determinado local. Por fim, existem os bens não-exclusivos, porém rivais, denominados recursos comuns, que podem ser exemplificados pela maior parte dos recursos naturais.

Quando a natureza dos bens analisados não se encaixa no primeiro quadrante, a primeira resposta da teoria econômica tradicional é criar regras para tentar adequar ou aproximar tais bens às características de rivalidade (por exemplo, criando taxas de utilização) e exclusão (por exemplo, criando um monopólio) (Hardin, 1968; Mankiw, 2001). Ao estabelecer um "preço" e condicionar o acesso a bens públicos, a teoria econômica também consegue fornecer respostas para bens não rivais, porém exclusivos.

Entretanto, quando é impossível ou inviável restringir o acesso de agentes a determinados bens, é preciso uma atenção mais apurada aos incentivos que os agentes possuem para desfrutar do bem, para minimizar externalidades negativas[1].

No caso de bens públicos puros, apesar de a disponibilidade do bem não ser prejudicada, a impossibilidade de impedir que este bem seja desfrutado gera incentivo para os "caronas" (*free-riders*), ou seja, agentes que desfrutam do bem sem ter contribuído para a sua oferta (Mankiw, 2001).

Quando falamos de recursos comuns, adicionamos ao problema dos caronas o problema da escassez e finitude dos recursos. O primeiro cientista a sistematizar um modelo de exploração de recursos compartilhados foi o americano Garrett Hardin (1968), célebre por seu ensaio "A Tragédia dos Comuns". Neste trabalho, Hardin sustentava, de forma pessimista, que não

[1] O custo gerado por uma atividade que não diz respeito ao indivíduo ou organização que realiza a atividade (recai sobre outros indivíduos).

havia uma solução técnica sustentável para a exploração de recursos comuns, e que os exploradores de um recurso comum estariam condenados a assistir à sua própria ruína, ainda que tivessem ciência do seu destino, o que configurava a sua “Tragédia” (Hardin, 1968).

No modelo proposto pelo autor, os atores que compartilhavam um recurso comum auferiam os benefícios da exploração de forma individual, enquanto que os custos associados à depleção do recurso eram compartilhados por toda a comunidade, ou seja, apenas uma pequena fração deste custo era assumida pelo ator que o impôs a todo o sistema. Isto significava que, individualmente, era sempre vantajoso explorar uma unidade a mais e, portanto, os indivíduos sempre optariam por explorar o recurso tanto quanto possível (Hardin, 1968). Do ponto de vista coletivo, entretanto, os custos da exploração individual de cada ator vão se acumulando até que o recurso, superexplorado, atinje a sua exaustão. Segundo Hardin, o comportamento “altruísta” ou “conservacionista” não seria racional, pois os atores que adotassem esta estratégia estariam absorvendo os mesmos custos coletivos enquanto aufeririam menos benefícios e assistiriam aos demais atores seguirem explorando ao máximo os recursos, auferindo mais benefícios. Ainda, o comportamento “consciente” não seria sustentável pois, uma vez que teriam uma adequação ao meio menor que os demais atores, os preservacionistas tenderiam a ser extintos ao longo das gerações (Hardin, 1968).

Para evitar a “Tragédia”, Hardin colocou como alternativas o controle estatal ou a privatização dos recursos (algum outro critério de acesso ao mesmo - taxas, sorteio, ordem de chegada, ou outro), que impossibilitassem o livre usufruto do mesmo. No limite, esta restrição ao acesso aos recursos poderia configurar um monopólio natural. Para garantir o sucesso destas estratégias, Hardin sugeriu a coerção mútua como mecanismo para impedir que os atores trapaceassem (Hardin, 1968; Burke, 2001; Mankiw, 2001; Dietz et al 2003).

O modelo proposto por Hardin tornou-se o paradigma comumente utilizado até os dias de hoje para explicar a dinâmica de exploração de

recursos comuns e para justificar as soluções dadas pelos tomadores de decisão para tentar evitar a Tragédia dos Comuns, privatizando e limitando o acesso aos recursos comuns, o que sempre irá privilegiar uns em detrimento de outros (Ostrom, E., 1990, 2001; Burke, B. 2001). Entretanto, observa-se em inúmeros países e culturas ao redor do mundo, sistemas sócio-ecológicos nos quais um recurso comum é explorado de forma sustentável, sem que tenha havido privatizações ou controle estatal (Ostrom 1990, Dietz et al 2003, Agrawal 2001).

Assim, a partir das últimas décadas do século XX, deu-se início a produção de inúmeros estudos sobre sistemas sócio-ecológicos sustentáveis, compreendendo uma grande diversidade de recursos, nos quais usuários de recursos comuns são capazes de criar arranjos institucionais e modelos de gestão que os ajudam a alocar benefícios de forma equitativa, por longos períodos de tempo e de forma razoavelmete eficiente (Agrawal 2001, Dietz et al 2003, Berkes 2006), enfrentando problemas importantes relacionados à natureza do recurso comum, tal como a capacidade de excluir indivíduos do acesso ao mesmo (Ostrom 1990, Schlager & Ostrom 1992, Berkes 2006). Berkes (2006) chega a afirmar que a exclusão bem sucedida é a regra, e não a exceção.

Em meio à grande produção de estudos empíricos, quase sempre sobre sistemas sócio-ecológicos de pequena escala, em meados dos anos 1980 iniciou-se uma busca por sistematização e criação de uma teoria sobre os recursos comuns (Agrawal 2001). Três principais tentativas de se identificar e organizar um conjunto de condições que tornariam propícia a gestão auto-organizada e bem sucedida (sustentável) de um recurso comum foram feitas pelos pesquisadores Wade, em 1988, Ostrom, em 1990 e Baland e Platteau, em 1996 (Agrawal 2001), sendo que o trabalho de Elinor Ostrom se consolidou como referência teórica para o estudo de recursos comuns. A relevância de seu trabalho e o crescente entendimento em todo o mundo da importância da descentralização de decisões de políticas públicas e gestão de recursos para o nível local, mais perto das pessoas diretamente afetadas, contribuíram para que Elinor Ostrom ganhasse o prêmio Nobel de Economia em 2009.

2.1. Regimes de Apropriação

A exploração de recursos comuns pode ocorrer de diversas formas e estar sujeita a controles institucionais, aos quais denominamos Regimes de Apropriação, classificados em quatro tipos teóricos (Vieira, Berkes, Seixas 2005):

1. Livre-acesso (*Open Access*): é a ausência de normas para a utilização do bem, cujo direito de propriedade não é bem definido. Todos os indivíduos podem explorar o recurso, sem limitações quanto à forma de exploração, quantidades ou uso a que se destina o mesmo. Este foi o regime de apropriação pressuposto por Hardin em seu artigo de 1968, e há um entendimento geral na comunidade científica especializada de que recursos comuns sob o regime de livre acesso tendem à superexploração;
2. Propriedade Privada: quando um indivíduo ou organização é investido do direito de normatizar a exploração do recurso, o que inclui o direito de excluir outros indivíduos. Este regime de apropriação de um recurso comum busca internalizar os custos da exploração e limitar o acesso ao mesmo, mas pode não funcionar pois, por princípio, tais recursos são de difícil exclusão. Além disso, a privatização do recurso pode ser contra-producente para a sustentabilidade do mesmo, principalmente em casos onde a taxa de retorno da exploração sustentada do mesmo é baixa, o que geralmente acontece, por exemplo, com recursos naturais com longo tempo de maturação. Nesta situação, a super-exploração imediata faria sentido do ponto de vista financeiro, mas não do ecológico;
3. Propriedade Estatal: é o Estado, e apenas ele, que regulamenta e controla a exploração do recurso. Este regime de apropriação tem aplicações interessantes na teoria, porém apresenta riscos e limitações importantes na prática: se por um lado pode representar um interesse maior da população em regimes democráticos, por outro também não garante que os recursos

sejam explorados de forma sustentável, pois tende a resultar em regras inflexíveis e processos burocráticos, muitas vezes elaborados por decisores distantes da base de recursos e pouco responsivos às necessidades e circunstâncias sócio-ecológicas em nível local. Além disso, a aplicação das regras muitas vezes é comprometida pelo custo e pela incapacidade do Estado em monitorar e controlar grandes áreas. Finalmente, não se pode ignorar que a formulação e implementação de políticas públicas está sujeita a falhas de concepção e execução, e muitas vezes é permeável a grupos de interesse com objetivos que não necessariamente coincidem com a sustentabilidade do recurso explorado;

4. Propriedade Comunitária: o recurso é controlado e regulamentado por uma comunidade definida de usuários, que detém o direito e/ou a capacidade de excluir indivíduos da apropriação do mesmo. Trata-se provavelmente do regime de apropriação de recursos bem sucedido mais antigo, e depende primordialmente do desenvolvimento de uma instituição legítima capaz de regular a relação dos indivíduos entre si e entre os indivíduos e a base de recursos, de forma a disciplinar a apropriação individual de um recurso que pertence a todos os indivíduos daquela comunidade. É importante ressaltar que o termo “instituição” aqui utilizado significa um conjunto de regras que regem as ações de um grupo, podendo ser estas regras formais (definidas em estatutos, contratos, normas legais, entre outros) ou informais (convenções, tradições, acordos, deliberações coletivas, entre outros). É possível encontrar casos de exploração sustentável de recursos comuns sob regime de apropriação comunitária no mundo todo, havendo uma grande variedade de conjuntos de normas distintos, o que nos leva a concluir que não existe uma fórmula mágica de sucesso para arranjos institucionais que levam um sistema sócio-ecológico ao equilíbrio. Existe, entretanto, um conjunto de princípios que aparecem com regularidade nos casos de sucesso, como veremos mais adiante.

Os quatro regimes de apropriação apresentados são tipos teóricos, idealizados de forma a facilitar o entendimento da relação entre um conjunto de indivíduos e sua base de recursos. No mundo real, entretanto, os sistemas sócio-ecológicos de exploração de recursos comuns normalmente combinam, cada um a seu modo, mais de um tipo de regime de apropriação. No caso de apropriação em regime de propriedade comunitária, é especialmente importante a legitimação das decisões da comunidade pelo Estado:

> *"Uma das principais conclusões extraídas da literatura existente é que o reconhecimento legal dos direitos de apropriação comunal de recursos comuns, como no caso da pesca em zonas costeiras do Japão, constitui a chave do êxito de processos de exclusão em regimes comunais"* (Vieira, Berkes, Seixas; 2005).

Além de haver introduzido uma confusão conceitual ao adotar o regime de livre acesso como pressuposto da exploração dos recursos comuns, ignorando os diferentes regimes de apropriação e argumentando que a exploração dos recursos evolui invariavelmente para uma super-exploração, Hardin também adotou outros pressupostos problemáticos, tais como apontados por Ostrom (1990, 2001):

i. a homogeneidade dos atores em relação às suas capacidades, habilidades, informação, visão cultural e importância atribuída ao futuro, também chamada de "taxa de desconto";
ii. a impossibilidade de comunicação e interação entre os atores;
iii. a crença de que o comportamento racional implica que os atores são maximizadores egoístas de benefícios de curto-prazo, atribuíndo pouca ou nenhuma importância ao futuro;
iv. a existência de um único objeto de exploração (produto) no sistema; e
v. as taxas de exploração e renovação do recurso natural são previsíveis.

Ostrom (1990, 2001) ainda adiciona um outro questionamento às soluções propostas por Hardin, argumentando que a imposição de novas

regras pressupõe que os reguladores agem sempre em nome do interesse público, entendem perfeitamente o funcionamento dos sistemas ecológicos e sabem mudar as instituições de forma a induzir um comportamento social ótimo. Na prática, porém, o processo de tomada de decisão de políticas públicas é quase sempre baseado em informação incompleta, permeável a interesses particulares, especialmente dos grupos com maior capacidade econômica e/ou prestígio junto aos tomadores de decisão. Como dito anteriormente, a implementação das políticas públicas está sujeita a inúmeras falhas de concepção, planejamento e execução (Ostrom, E., 1990; 2001). Além disso, a mudança no regime de apropriação de um determinado recurso com o objetivo de preservá-lo pode gerar efeitos contrários aos desejados, a partir do momento em que o recurso passa a ser visto pelos usuários não mais como um recurso sob sua responsabilidade, mas sim como responsabilidade de outrém que, a partir daquele momento, assumiria o ônus de regular, fiscalizar, punir e excluir (Vieira, Berkes, Seixas; 2005), o que nem sempre ocorre.

2.2. Níveis de análise e conjuntos de direitos de propriedade

Tendo em vista a frequente mescla de diferentes regimes de apropriação entre os diversos sistemas sócio-ecológicos de gestão de recursos comuns, faz sentido analisar melhor o que se entende como “propriedade”, fragmentando a análise e observando as diferentes formas de intervenção dos indivíduos sobre a base de recursos, regulamentados por diferentes direitos de uso que podem ser agregados em três níveis: operacional, ação-coletiva e constitucional. Aqui, é importante frisar que os indíviduos podem ter direitos de propriedade sem necessariamente serem “donos” da propriedade (Schlager & Ostrom 1992).

O nível operacional se caracteriza por ser o nível de contato imediato dos usuários com a base de recursos. São classificados como pertencentes ao nível operacional os direitos de acesso e de extração. O primeiro diz respeito à possibilidade de um indivíduo entrar em contato com o recurso na área e no tempo determinados. O direito de extração vai mais além e permite ao seu detentor auferir um benefício a partir daquele recurso (Schlager & Ostrom 1992).

Acima do nível operacional encontra-se o nível de ação coletiva, de fundamental importância para a criação, alteração e implementação das regras do nível operacional (acesso e extração). Operam neste nível os direitos de gestão, exclusão e alienação (Schlager & Ostrom 1992).

O direito de gestão autoriza seus detentores a determinar como, quando, onde e a intensidade em que a exploração do recurso poderá ocorrer, ou seja, age diretamente sobre o direito de extração. O direito de exclusão permite a seus detentores regulamentar quem pode acessar o recurso (portanto opera sobre o direito de acesso) e em quais condições este acesso pode ocorrer (quando, como e com qual tecnologia, por exemplo). Por fim, o direito de alienação implica na possibilidade de transferir, total ou parcialmente, os direitos de gestão e exclusão a um outro indivíduo ou grupo (Schlager & Ostrom 1992).

Finalmente, o nível constitucional opera sobre o nível da ação coletiva, e basicamente estabelece os limites e as regras de interação sob os quais os indivíduos podem exercer seus direitos de gestão, exclusão e alienação (Schlager & Ostrom 1992).

Os indivíduos podem ter diferentes conjuntos de direitos de propriedade, e a identificação de tais direitos é de fundamental importância para se analisar os incentivos aos quais estão sujeitos (Schlager & Ostrom 1992).

Indivíduos que possuem direitos de acesso e extração (nível operacional) e que não tem direitos de ação coletiva, ou seja, não tem participação nas decisões, estão sucetíveis à imposição de regras por terceiros e têm menos incentivos para investir no recurso, visto que ao ser alijados do processo decisório, têm maior probabilidade de discordar da pertinência e da legitimidade das regras (Schlager & Ostrom 1992).

Por outro lado, indivíduos detentores do direito de exclusão possuem incentivos importantes para investir na melhoria do recurso pois, ao poder decidir quem terá acesso ao recurso, eles podem reclamar para si o retorno do investimento realizado na melhoria do recurso (que pode compreender desde investimento em infra-estrutura e na recomposição do recurso, como

investimento na elaboração das regras de extração) (Schlager & Ostrom 1992, Berkes 2006).

Finalmente, cabe lembrar que todos estes direitos podem advir de fontes formais, como o Estado, ou da própria comunidade de usuários do recurso (Schlager & Ostrom 1992).

2.3. Características dos recursos, dos atores, e os *Design Principles*

Em seu livro "*Governing the Commons: the evolution of institutions for collective action"* (1990), Ostrom destaca pressupostos problemáticos da teoria convencional sobre recursos comuns e apresenta, com base em um conjunto de estudos empíricos, características dos recursos e dos atores que favorecem a emergência de auto-organização, bem como características institucionais que possibilitam aos atores obter sucesso na exploração de recursos comuns sob o regime de apropriação comunitária e escapar da Tragédia dos Comuns (Ostrom, E., 1990; 2001).

Dentre as características dos recursos naturais que facilitam a gestão sustentável dos mesmos, estão (Ostrom, E., 1990, 2001):

i. a melhoria das condições dos recursos deve ser possível e viável, ou seja, o benefício potencial deve ser suficiente para compensar os custos de organização. Tal situação é dificultada, por exemplo, quando um recurso já está exaurido, de tal forma que há pouca capacidade de regeneração.
ii. devem existir indicadores confiáveis, baratos, disponíveis e de fácil compreensão, que atestem as condições do recurso e que propiciem de forma clara a compreensão dos fenômenos e as implicações das decisões tomadas e do esforço coletivo sobre a base de recursos, ou seja, tais indicadores devem propiciar informação adequada para a tomada de decisão, monitoramento e correção de rumos.
iii. o fluxo de unidades exploradas e a taxa de renovação devem ser previsíveis, pois é mais fácil compreender um fenômeno e

gerenciar o fluxo de recursos quando este não varia de forma errática, conforme variáveis externas e/ou não compreendidas.

iv. a distribuição espacial dos recursos naturais deve ser limitada, de forma que os atores conheçam claramente as fronteiras e os micro-ambientes internos, e de forma que os custos de monitoramento não sejam grandes demais.

Do ponto de vista das características dos atores, Ostrom argumenta que as características que facilitam a emergência de auto-organização são (Ostrom, E., 1990, 2001):

i. os atores devem depender majoritariamente da exploração dos recursos comuns em questão. Segundo a autora, quando os atores possuem outras fontes significativas de renda, o benefício da organização pode não compensar os custos da mesma, e há maior probabilidade de os atores apresentarem comportamento oportunista e predatório, visto que a importância atribuída à extração futura daquele recurso é relativizada;

ii. deve haver um entendimento comum, uma visão compartilhada pelos atores sobre o funcionamento do sistema ecológico e sobre como as ações afetam o sistema ecológico e os demais atores. Este entendimento comum é dificultado quando os atores são culturalmente heterogêneos e a sua ausência pode inviabilizar a concordância sobre estratégias conjuntas;

iii. os atores devem atribuir grande importância à exploração futura, ou seja, devem possuir uma baixa taxa de desconto. Isto significa que o valor percebido por uma unidade de recurso explorada no futuro deve ser próximo do valor atribuído no presente. Em outras palavras, os atores devem reconhecer a importância de se conservar unidades para serem consumidas no futuro;

iv. deve haver confiança mútua e reciprocidade entre os atores, pois esta confiança diminui os custos com monitoramento e aplicação das regras (*enforcement)*, além de diminuir os incentivos que os atores possuem para trapacear, uma vez que quando há mais

confiança e reciprocidade, as regras tendem a ser vistas como mais “justas”;

v. os atores devem ter autonomia reconhecida, por outros atores e principalmente pelo Estado, para se associarem e estabelecerem suas próprias regras de acesso aos recursos naturais e de exploração do mesmo. A ausência deste reconhecimento aumenta os custos de organização, pois propicia que atores descontentes contestem as regras e as decisões coletivas em instâncias superiores e externas à associação;

vi. Finalmente, a auto-organização é facilitada quando os atores possuem experiência organizacional e liderança prévias, pois isto lhes confere habilidades mínimas de organização e participação.

Por fim, Elinor Ostrom consolida uma lista de características institucionais extraídas de sistemas auto-organizados estáveis e capazes de evitar a Tragédia dos Comuns. São oito características, denominadas Design Principles, que constituem a principal referência teórica para a análise de sistemas sócio-ecológicos dependentes de recursos comuns sob o regime de apropriação coletiva. São elas (Ostrom, E., 1990, 2001):

i. fronteiras bem delimitadas quanto à distribuição espacial dos recursos e quanto a quem possui direito de explorá-los, o que possibilita identificar e punir os indivíduos infratores e/ou excluídos de um determinado território. Além da clareza quanto à distribuição espacial, a distribuição temporal também é importante (i.e. período do ano no qual o recurso está disponível para exploração), especialmente para os recursos sazonais ou que requerem um período determinado para reprodução ou recuperação de estoques;

ii. a distribuição dos benefícios entre os membros da comunidade deve ser proporcional à distribuição dos custos, de forma que as regras sejam vistas como justas e legítimas por todos os atores envolvidos. Adicionalmente, as regras devem levar em consideração as condições biofísicas locais, que podem propiciar custos e benefícios diferentes de ator para ator;

iii. o sistema deve permitir a participação dos atores nas decisões, por dois motivos: primeiro, a não-participação de atores no processo decisório implica menos informações sobre o que está acontecendo no nível mais próximo à base de recursos, o que leva à tomada de decisões com menor qualidade. Segundo, quando atores alijados do processo decisório acreditam que seus custos aumentaram em relação aos benefícios auferidos, há incentivos para que trapaceiem, o que prejudica a confiança mútua e a reciprocidade, e aumenta os custos com monitoramento e *enforcement*;

iv. monitoramento do cumprimento das regras, no qual os monitores prestem contas aos demais atores monitorados. Segundo a autora, é raro um sistema auto-organizado sobreviver sem um sistema de monitoramento eficaz, e a prestação de contas por parte dos monitores é importante para assegurar equidade e justiça e, portanto, a legitimidade do monitoramento. Preferencialmente, o monitoramento deve ser efetuado por membros escolhidos dentro da própria comunidade. Ostrom afirma ainda que mais importante que a severidade das punições é a certeza da sua aplicação, que deve servir de exemplo para os demais indivíduos, e a percepção de que todos estão sendo monitorados pois, independentemente do nível de concordância entre os atores quanto às regras, sempre haverá condições que atraem os indivíduos à trapaça;

v. as punições devem ser graduadas de acordo com a gravidade da infração, contexto no qual ocorreu e com a reincidência do ator, e de forma que nenhum indivíduo possa auferir da infração benefícios maiores que as punições impostas;

vi. existência de um mecanismo de resolução de conflitos local que seja transparente, acessível, ágil e de baixo custo. É importante a previsão de uma instância para discutir e deliberar sobre conflitos que venham a emergir entre os membros da comunidade, mas também é importante assegurar que esta instância esteja facilmente acessível e resolva os conflitos de forma rápida.

Podemos citar como exemplos a escolha de um membro como árbitro, ou de um conselho de membros, ou mesmo a consulta ao líder ou ao membro mais velho da comunidade;

vii. deve haver um reconhecimento externo do direito de auto-organização. Em geral, sistemas sócio-ecológicos bem sucedidos do ponto de vista da exploração sustentável de recursos comuns sob o regime de apropriação comunitária são regulados por associações (formais ou informais) de usuários, que contam com o amparo legal do Estado para ter uma maior autonomia na tomada de decisões sobre a exploração do recurso. Desta forma, diminui-se a influência de atores externos e permite-se que decisões sejam tomadas de forma mais ágil.

viii. Finalmente, quando o recurso comum em questão está inserido em um sistema maior de exploração compartilhada, deve haver instâncias superiores de participação, tomada de decisão, monitoramento, e resolução de conflitos.

Ostrom também afirma que para que um sistema atinja a auto-organização de forma bem sucedida, não é necessário que apresente todas as características indicadas, mas é necessário que apresente muitas delas (Ostrom, E., 1990, 2001).

A autora afirma, ainda, que o segredo fundamental do sucesso da auto-organização são os benefícios e os custos relativos auferidos e incorridos por cada ator frente à mudança nas regras. Esta análise custo-benefício é diferente para cada ator e raramente é fácil de se fazer, visto que os indivíduos, em geral, são bem heterogêneos quanto às suas capacidades, habilidades, visões de mundo, e quanto às condições biofísicas dos recursos aos quais têm acesso, entre outros (Ostrom E. 1990, 2001).

3. A Mata Atlântica e o Palmito Jussara (*Euterpe edulis* Martius)

O palmito jussara (*Euterpe edulis* Martius) é uma palmeira nativa e restrita à mata atlântica, que originalmente ocorria do sul do estado brasileiro da Bahia até o norte do Rio Grande do Sul, adentrando o interior do continente até o Paraguai e o norte da Argentina (Reis et al, 2000).

Considerado um dos biomas com maior biodiversidade do planeta, a mata atlântica sofreu grande pressão em virtude da ocupação do território por atividades extrativistas e comerciais de larga escala, como a agricultura monocultora e a pecuária. Ao final do século XX, a cobertura original de mata atlântica estava reduzida a apenas 9% de sua cobertura original (Reis et al, 2000), sendo que pouco mais da metade da área remanescente (56%) encontra-se protegida em cerca de 1.400 áreas de proteção ambiental (Scaramuzza *et al.* 2011). Atualmente as principais áreas do bioma concentram-se nos territórios próximos ao litoral dos estados de São Paulo, Paraná e Santa Catarina, o que significa que estas áreas formam o habitat natural remanescente do *Euterpe edulis*. Dentro deste território restrito, a espécie vem sofrendo forte exploração extrativista, sendo considerada extinta em algumas localidades (Galetti, M. & Fernandez J.C., 1998).

O *Euterpe edulis* pode chegar a 20 metros de altura e a 15 cm de diâmetro na altura do peito (DAP), e possui grande importância ecológica, pois fornece alimento para uma vasta gama de animais. Segundo levantamento na comunidade quilombola de Ivaporunduva, no Vale do Ribeira, seus frutos servem de alimento para mais de 40 espécies de animais, entre aves e mamíferos, por um período prolongado do ano, que abrange inclusive o período de seca, quando muitas outras árvores frutíferas na mata atlântica não frutificam (Barroso et al, 2010; Galetti, M. & Fernandez J.C., 1998; Romeiro & Barcia, 1996). Suas folhas, flores e o próprio palmito também tem grande importância ecológica para diversas espécies de insetos. Por ser uma espécie atratora de animais dispersores de sementes, o palmito jussara também exerce um papel ecológico importante para a recomposição de fauna e flora em áreas de recuperação ambiental (Reis et al, 2000).

Além de sua importância ecológica, a palmeira tem um alto valor social para as populações humanas que a exploram. Seu tronco (estipe) é utilizado na construção civil e na fabricação de móveis e ferramentas; suas folhas podem ser utilizadas na cobertura de barracos, viveiros, galinheiros, na fabricação de colchões e utensílios, e como alimento para animais domésticos; suas sementes são utilizadas para a produção de mudas e artesanato; seus frutos geralmente não são consumidos pelo homem, porém atraem animais que podem ser caçados para alimentação; e, finalmente, sua seiva é utilizada pelas populações tradicionais para uso medicinal em caso de ferimentos (Reis et al, 2000).

Entretanto, a principal utilização do *Euterpe edulis* é para a comercialização de seu palmito, considerado de qualidade superior e agradável ao paladar. Por suas características biológicas e ao contrário de outras espécies de palmito, entretanto, a extração do palmito de um espécime de *Euterpe edulis* implica na morte do indivíduo (Galetti, M. & Fernandez J.C., 1998).

A idade considerada adequada para que uma palmeira seja cortada para que se extraia o seu palmito em sistemas de manejo sustentável é de 8 a 10 anos (Galetti, M. & Fernandez J.C., 1998), uma vez que nesta idade o mesmo já atingiu um diâmetro valorizado no ponto de vista econômico e, fundamentalmente, o espécime já atingiu a sua maturidade sexual, ou seja, já teve oportunidade de frutificar e gerar descendentes (Romeiro & Barcia 1996). A preservação de indivíduos reprodutores é crucial para a sustentabilidade da espécie, sendo que a densidade populacional mínima para garantir variabilidade genética adequada é de cerca de 60 indivíduos adultos e reprodutores por hectare (Reis et al, 2000). Tendo em vista que a *Euterpe edulis* requer condições de baixa luminosidade e alta umidade para germinação e desenvolvimento inicial, típicos do habitat encontrado no sub-bosque da mata atlântica, seu cultivo em sistema de *plantation* é dificultado (Barroso et al, 2010; Reis et al, 2000; Favreto et al. 2010), apesar das recentes experiências promissoras de domesticação da espécie, associada a lavouras de banana na região do Vale do Ribeira (SP) (Favreto et al. 2010).

Nesta região, a exploração do palmito jussara para comercialização é uma atividade de longa data, sendo que a primeira fabriqueta para processamento do alimento foi instalada na região do Vale do Ribeira na década de 1930 (Romeiro & Barcia 1996). Até a década de 1960, a espécie foi a principal fonte de palmito no mercado brasileiro (Galetti, M. & Fernandez J.C., 1998) e era extraída de forma sustentável na região, tendo em vista a menor intensidade da exploração e uma consciência ecológica “intuitiva”, segundo a qual os palmiteiros preservavam as árvores consideradas matrizes reprodutoras, em geral aquelas de grande frutificação (Romeiro & Barcia 1996). Naquela época, a extração do palmito pelas unidades domésticas da região era considerada uma atividade econômica secundária, complementar a atividades como a pesca e a agricultura tradicional (Romeiro & Barcia 1996).

Nas últimas décadas do século XX, entretanto, mudanças na legislação ambiental e nas condições econômicas na região (Adams et al. 2013) resultaram em uma mudança de comportamento, que levou a uma sobre-exploração do recurso. Uma das principais mudanças que afetaram a economia das unidades domésticas da região foi a proibição do uso de incêndios controlados para a preparação do solo para o roçado de subsistência (Lei Federal 11.428/2006), prática baseada no conhecimento tradicional e adequada ao perfil de solo local, naturalmente pobre em nutrientes. Tal proibição, instituída pelo Decreto 99.547/99, gerou o declínio da produção agrícola local. Frente ao cenário de limitação à produção de alimentos e a falta de fontes alternativas de geração de renda, houve um maior incentivo ao extrativismo de recursos florestais, principalmente do palmito jussara (Romeiro & Barcia 1996) Além disso, nas últimas décadas foram criadas algumas áreas de proteção ambiental que se sobrepuseram aos territórios de populações tradicionais, impondo mais restrições a atividades produtivas locais sem fornecer uma alternativa econômica àquelas comunidades (Adams et al. 2013).

Com o intuito de garantir que a extração de palmito da região se desse de forma sustentável, porém desconsiderando a realidade sócio-econômica local, o Estado impôs a regra (Portaria DEPRN 09/89 e Resoluções SMA 12/92 e 16/94) de que toda a extração de palmito deve ser realizada após a proposição de um plano de manejo sustentável e posterior aprovação do

mesmo pelo órgão governamental competente. Tendo em vista que esta exigência é custosa para as famílias, demorada em virtude da necessidade de aprovação pelo Estado e incompatível com as condições sócio-econômicas, culturais e educacionais das famílias quilombolas, e frente à necessidade imediata de recursos financeiros, as famílias que passaram a depender da extração de palmito jussara e toda a cadeia de produção em torno da indústria basearam-se então na extração clandestina do recurso (Romeiro & Barcia 1996; Galetti, M. & Fernandez J.C., 1998).

Pior, a restrição à atividade econômica tradicional, a descontinuidade sistemática de iniciativas governamentais de auxílio à produção local, a necessidade de maior extração de palmito jussara e a repressão estatal concentrada nos palmiteiros, elo mais fraco da cadeia produtiva, geraram uma espécie de indignação da população local, ocasionando uma mudança cultural que de certa forma identificou o Estado como inimigo e "legitimou" a extração ilegal do palmito pelas famílias. Perdeu-se a preocupação com a sustentabilidade de longo prazo do recurso natural, que foi substituída pelo comportamento predatório e individualista. Os palmiteiros passaram a cortar indiscriminadamente as palmeiras *Euterpe edulis*, inclusive as matrizes reprodutoras e as árvores muito jovens, estivessem elas em territórios particulares ou em unidades de conservação (Romeiro & Barcia 1996). Estratégias para mitigar o risco de ser pego foram desenvolvidas pelos palmiteiros, em parceria com os atravessadores para os quais vendem o palmito retirado ilegalmente, como o processamento do produto no meio da floresta, o trabalho noturno e a marcação de locais para a retirada do produto. Uma estimativa feita em 1993 indica que, naquele ano, apenas no Município de Sete Barras, um terço da população masculina economicamente ativa, aproximadamente 1000 homens, extraía palmito (Galetti, M. & Fernandez J.C., 1998).

Com a intensificação da atividade palmiteira ilegal na região, os estoques de *Euterpe edulis* no Vale do Ribeira sofreram um enorme declínio, trazendo um grande prejuízo ecológico associado. Com a diminuição dos estoques, os custos da extração também aumentaram: era necessário ir cada vez mais longe e passar mais tempo na mata para retirar a mesma quantidade

de palmito, e as árvores disponíveis eram cada vez menores, chegando ao ponto de serem extraídas palmeiras com apenas 1 centímetro de diâmetro (Romeiro & Barcia 1996). Com a exaustão do recurso na região, a indústria do palmito migrou para outras espécies (como o palmito de pupunha e de açaí) e para outras áreas, principalmente na região amazônica. Isto não significou, entretanto, o fim da exploração de *Euterpe edulis* no Vale do Ribeira (Galetti, M. & Fernandez J.C., 1998).

Atualmente, a exploração do *Euterpe edulis* ainda é uma importante fonte de renda para muitas famílias quilombolas na região do Vale do Ribeira (Instituto Socioambiental, 2008), apesar de figurar na Lista Oficial das Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção (Instrução Normativa N. 6/2008, do Ministério do Meio Ambiente). Em algumas comunidades quilombolas que servem de referência para este estudo, aproximadamente um terço das unidades domésticas auferem renda da exploração ilegal do palmito jussara, sendo a remuneração média de R$ 300,00 por carga de palmito. São cortadas as árvores com mais de 2 metros de altura, e espécimes reprodutores raramente são poupados. A maioria dos palmiteiros trabalha de 15 a 20 dias por mês dentro da mata (duas ou três semanas), e corta aproximadamente uma centena de palmeiras por dia (Galetti, M. & Fernandez J.C., 1998).

Figura 1 - Carga ilegal de palmito jussara confiscada confiscada pela polícia ambiental. Fonte: autor desconhecido

As incursões dos palmiteiros na mata para realizar a extração geralmente duram uma semana inteira, sendo que boa parcela deste tempo

corresponde apenas ao deslocamento até os locais onde as árvores ainda podem ser encontradas. Após feita a coleta, os palmiteiros identificam e entregam os feixes de palmito cortados em lugares previamente combinados com os atravessadores. Também é comum o processamento (cocção e embalagem em recipientes com salmoura) no meio da floresta ou em casa, em condições inadequadas de higiene (Galetti, M. & Fernandez J.C.; 1998, Romeiro & Barcia 1996).

Figura 2 - Transporte de palmito jussara ilegal, feito em mulas. Fonte: autor desconhecido

Tendo em vista que a extração do palmito demanda um período prolongado de ausência da comunidade e que é um trabalho considerado árduo pelas condições nas quais é executado, esta atividade é desempenhada quase que exclusivamente por homens jovens em idade "economicamente ativa" e é incompatível com trabalhos que demandam presença contínua, como trabalhos assalariados (Raimbert, C. 2012[2]).

A recente entrada em vigor do novo Código Florestal, instituído pela Lei Federal 12.651 de 25 de maio de 2012, garante novamente às populações tradicionais o direito de utilização de fogo para as práticas de agricultura de subsistência, no Inciso II de seu Artigo 38. Esta alteração poderá permitir uma retomada dos roçados tradicionais, diminuindo a pressão pela extração ilegal do palmito. Entretanto, esta é uma hipótese que pode ou não se verificar, tendo

[2] Céline Raimbert – Universidade de Paris 3 – Sorbonne Nouvelle – comunicação pessoal.

em vista que as alterações econômicas e culturais ocorridas na região e nas comunidades quilombolas podem ser irreversíveis (Adams et al. 2013).

Enquanto isso, a extração de palmito jussara da mata atlântica para comercialização, sem autorização governamental, continua passível de repressão. As penalidades para a atividade estão previstas na Lei Federal 9.605/1998 e variam conforme as condições nas quais o palmiteiro for flagrado. Dependendo do enquadramento, a punição pode variar de multa ou 6 meses de reclusão (Art. 52, por exemplo), a até 4 anos de reclusão (Art. 50). A mesma Lei também prevê agravantes considerando o período em que o crime foi cometido, a espécie explorada e a área comprometida.

4. O Vale do Ribeira e as Comunidades Quilombolas

O Vale do Ribeira está localizado na região sudeste do estado de São Paulo e leste do estado do Paraná, totalizando uma área de 2.830.666 hectares, e concentra uma das principais áreas remanescentes de mata atlântica do país (Pedroso Junior et al, 2008). O Vale compreende 31 municípios, sendo 22 deles em território paulista, e é a região menos povoada e com maior índice de pobreza do estado (Pedroso Junior et al, 2008). A região compreende a bacia hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape e o Complexo Estuarino-Lagunar de Iguape-Cananéia-Paranaguá, e é habitada por aproximadamente 411.500 pessoas. Cerca de metade da população vive na zona rural, que inclui populações indígenas, comunidades tradicionais quilombolas e caiçaras, e pequenos agricultores (Instituto Socioambiental, 2008).

Figura 3 - Localização do Vale do Ribeira. Fonte: autor desconhecido

Caracterizada por uma ampla cobertura vegetal de floresta ombrófila densa, mais da metade do território do Vale está protegido, em maior ou menor grau, por Unidades de Conservação. Tais unidades muitas vezes coincidem com os territórios das populações tradicionais, o que impõe limitações ao uso do solo e dos recursos florestais (Lei Federal 12.651/2012), ensejando conflito com as práticas de agricultura e manejo do solo tradicionais, desenvolvidos ao longo de séculos e adequados ao perfil de solo da região (Pedroso Junior et al, 2008; Instituto Socioambiental, 2008).

A ocupação territorial do Vale remete ao início da colonização do país e foi caracterizada por atividades tradicionais de subsistência (Pedroso Junior et al, 2008) e ciclos de exploração de ouro, descoberto na região onde atualmente encontra-se o município de Eldorado (principalmente no século XVII), e de arroz (ITESP 2000), ambas baseadas em mão-de-obra escrava. A partir do século XVIII, teve início uma migração de escravos libertos, foragidos ou abandonados, que se assentaram nas terras próximas ao rio Ribeira de Iguape e formaram comunidades que viveram, até meados do século XX, um modo de vida baseado na pequena agricultura de subsistência (Pedroso Junior et al, 2008).

Na segunda metade do século XX, a crescente integração da região à economia paulista, promovida pela implementação de obras de infra-estrutura como a rodovia SP 165, entre os municípios de Iporanga e Eldorado, promoveu a especulação imobiliária e ocasionou uma mudança substancial neste modo de vida, ensejando o desenvolvimento de atividades produtivas em torno de produtos voltados para o mercado externo às comunidades, tais como o cultivo de banana e a extração do palmito jussara (*Euterpe edulis* Martius*)* (Adams et al. 2013, Pedroso Junior et al, 2008). Também passaram a surgir na região atividades de extração de rocha calcária.

Não obstante a maior integração a mercados externos e o cultivo de produtos para comercialização, a região continuou relativamente afastada dos eixos de desenvolvimento do estado de São Paulo, principalmente em virtude da escassa infra-estrutura, do terreno montanhoso, que impossibilita a utilização de maquinário na agricultura de larga escala, e da criação de grandes áreas de conservação ambiental. Este relativo isolamento, aliado ao pouco investimento em serviços públicos básicos, contribuiu para que a região permanecesse como a mais pobre e com os piores indicadores sociais do estado, em especial nas zonas rurais.

Segundo dados da Fundação Cultural Palmares, atualmente o Vale do Ribeira concentra a maior parte das comunidades quilombolas do Estado de São Paulo, principalmente nos municípios de Cananéia, Barra do Turvo, Eldorado e Iporanga. Nestes municípios, a mediana do rendimento mensal na

zona rural é cerca de 40% inferior à média do Estado, e o IDHM (Índice de Desenvolvimento Humano Municipal) é considerado médio, enquanto que o mesmo indicador agregado para todo o estado é considerado alto.

Município	**Rendimento total nominal mediano mensal dos domicílios permanentes na Zona Rural (em R$)**	**IDHM**
Cananéia	592,50	0,72
Barra do Turvo	600,00	0,641
Eldorado	600,00	0,691
Iporanga	590,00	0,703
Estado de São Paulo	**1.020,00**	**0,783**

Tabela 2 - Rendimento mediano mensal na zona rural e IDHM nos municípios selecionados. Fonte: IBGE (Censo 2010) e PNUD (Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil 2013)

Tendo em vista que a região do Vale do Ribeira corresponde a uma das principais áreas de mata atlântica remanescentes no país e que a contrução de vias de acesso, na segunda metade do século passado, geraram uma valorização imobiliária na região e uma crescente pressão sobre a floresta e seus recursos naturais, a partir da década de 1950 iniciou-se um processo de criação de Unidades de Conservação (Instituto Socioambiental, 2008).

Muitas destas Unidades de Conservação circunvizinham os territórios onde habitam populações quilombolas, e são caracterizadas, conforme a Lei 9.985/2000, que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação, como Áreas de Proteção Integral (por exemplo, os Parques Estaduais Carlos Botelho, Intervales, Caverna do Diabo, Rio Turvo e PETAR). Nestas áreas, a exploração dos recursos florestais é proibida. Outra parte substancial dos territórios habitados por quilombolas estão em áreas caracterizadas como Unidades de Uso Sustentável, em especial as Áreas de Proteção Ambiental (APA) da Serra do Mar e a APA Quilombos do Médio Ribeira. Tais áreas permitem maior flexibilidade para uso do solo e de recursos florestais, porém também estão sujeitas a restrições (Lei Federal 11.428/2006, Lei Federal 12.651/2012). Ilustramos, com os mapas abaixo, a distribuição geográfica das Unidades de Conservação (Figura 4) e das comunidades quilombolas (Figura 5).

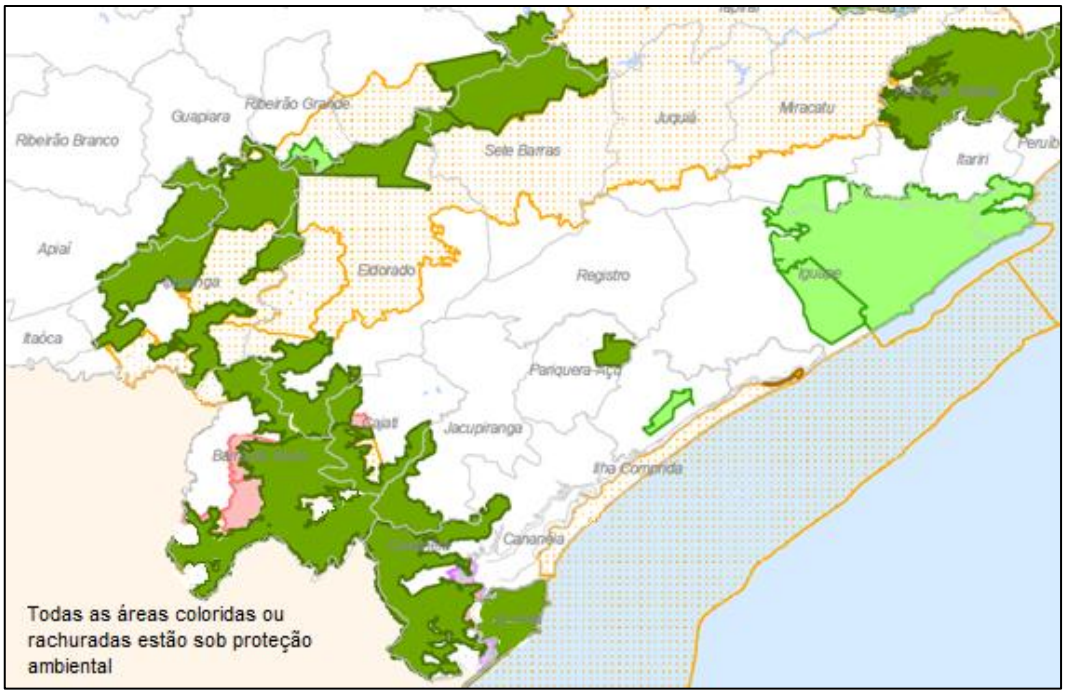

Figura 4 - Mapa de localização das Unidades de Conservação no Vale do Ribeira, no Estado de São Paulo. Adaptado do mapa "Unidades de Conservação Estaduais sob Gestão da Fundação Florestal" - Fundação Florestal (Sec. do Meio Ambiente. Estado de São Paulo) 2008.

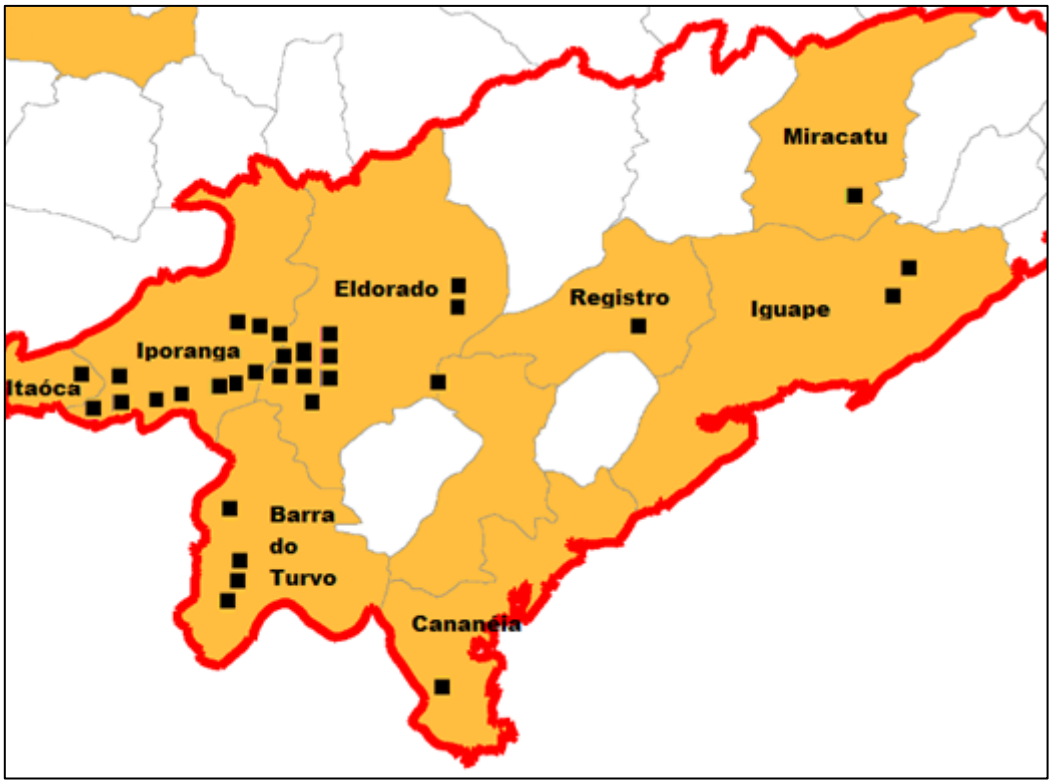

Figura 5 - Mapa de localização dos quilombos do Vale do Ribeira, no Estado de São Paulo. Adaptado do mapa "Comunidades Remanescentes de Quilombos no Estado de São Paulo" – ITESP (Secretaria de Justiça e Defesa da Cidadania. Estado de São Paulo).

Além da impossibilidade de exploração dos recursos florestais nas áreas caracterizadas como Unidades de Proteção Integral, o principal impacto da legislação ambiental sobre as comunidades quilombolas da região foi a restrição da utilização de fogo para o preparo do solo, prática tradicional conhecida como agricultura de coivara e adequada ao solo pobre da região (Pedroso Junior et al, 2008; Instituto Socioambiental, 2008). Tal prática seria permitida apenas com a licença do órgão estadual competente, que impunha uma série de exigências, dentre as quais o título de propriedade da terra, o que na prática tornava a autorização impossível para muitas comunidades (Pedroso Junior et al, 2008). Esta restrição, aliada ao fato de que o solo mais rico da região está nas margens dos rios, consideradas Áreas de Proteção Permanente e, portanto, também proibidas para o cultivo, ocasionou um grande impacto na estrutura produtiva das comunidades quilombolas, baseada na agricultura de subsistência e comercialização de excedentes (Pedroso Junior et al, 2008).

4.1. Políticas de acesso à terra

A titulação da terra é um direito previsto na Constituição Federal promulgada em 1988 para as comunidades remanescentes de quilombo, em seu Artigo 68 do Ato das Disposições Constitucionais Transitórias:

> *Art.68 - Aos remanescentes das comunidades dos quilombolas que estejam ocupando suas terras é reconhecida a propriedade definitiva, devendo o Estado emitir-lhe os respectivos títulos.*

Neste caso, o título de propriedade é coletivo e é emitido em nome a Associação dos quilombolas que habitam o território, ou seja, exige que as comunidades se auto-reconheçam como quilombolas e formem uma organização local para reivindicar a titulação. Após um lento e burocrático processo, o Título de Propriedade coletivo é emitido pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA), e estabelece que a terra não pode ser vendida, dividida, loteada, arrendada ou penhorada (Instituto Socioambiental, 2008). No estado de São Paulo, o INCRA tem uma parceria com a Fundação Instituto de Terras do Estado de São Paulo (ITESP), ligado à Secretaria de Estado da Justiça e da Defesa da Cidadania, responsável pelo

planejamento e execução das políticas agrária e fundiária, bem como o reconhecimento das comunidades quilombolas.

Atualmente, o Estado de São Paulo possui 54 comunidades quilombolas identificadas, sendo que 27 já foram reconhecidas como tal e 6 já possuem o título de propriedade da terra (ITESP, página da internet acessada em 26/08/2013), todas elas no Vale do Ribeira: Ivaporunduva, Pedro Cubas, Galvão, São Pedro, Maria Rosa e Porto dos Pilões (INCRA, Relatório de Títulos Expedidos às Comunidades Quilombolas, atualizado em 28/01/2013).

Comunidade titulada	Nº de famílias	Área (ha)	Município
Porto dos Pilões	51	5.908	Iporanga
São Pedro	39	4.558	Eldorado e Iporanga
Maria Rosa	20	3.375	Iporanga
Ivaporunduva	102	2.707	Eldorado
Pedro Cubas	40	2.443	Eldorado
Galvão	32	1.869	Eldorado e Iporanga

Tabela 3 - Lista de comunidades quilombolas tituladas em São Paulo, atualizada em 28/01/2013. Fonte: adaptado de INCRA

A pirâmide etária mostra uma predominância da população jovem, sendo que mais de 62% tem menos de 30 anos de idade (Instituto Socioambiental, 2008). Cada Unidade Doméstica possui, em média, 4,2 habitantes, e aproximadamente um terço dos chefes de família são analfabetos (Pedroso Junior et al, 2008).

O estudo de Pedroso Jr. et al. (2008) apontou que as principais fontes de renda das UDs quilombolas são:

- aposentadoria rural: 40,5% das famílias auferem renda desta fonte, em geral com valor correspondente a um salário mínimo;
- programas governamentais de transferência de renda como Bolsa-Família e Bolsa Escola: cerca de um terço das unidades domésticas têm acesso a esse tipo de renda, em especial aquelas famílias com crianças em idade escolar;
- venda de produção agrícola: 34% das unidades domésticas vendem produtos cultivados localmente, porém há uma clara

diferenciação entre a comercialização de produtos voltados para o mercado externo (principalmente banana) e dos excedentes da produção de subsistência;

- venda de produtos extraídos da floresta: 23% das famílias quilombolas estudadas afirmaram auferir renda de extrativismo florestal (na prática, podemos considerar esta renda proveniente da extração ilegal de palmito jussara). Esta proporção também varia bastante conforme o perfil da comunidade, como veremos adiante;
- trabalho remunerado na roça de terceiros: 25% das unidades domésticas quilombolas compõem sua renda mensal com a prestação de serviço eventual em roça de terceiros, recebendo uma diária no valor de R$ 40,00 (Adams, 2013)[3].

Há ainda uma pequena participação de trabalho assalariado e de outras fontes. Por fim, um componente importante da formação da renda de muitas famílias quilombolas é a agricultura de subsistência, de difícil mensuração em termos monetários, mas que minimiza despesas que a unidade doméstica teria na aquisição de alimentos. Os principais cultivos de subsistência praticados são feijão, mandioca, banana, milho e arroz (Pedroso Junior et al, 2008).

Pedroso Jr. (2008) também expõe as diferenças entre as comunidades, localizadas em Eldorado e Iporanga, identificando basicamente três tipos. O primeiro tipo é constituído pelas comunidades mais próximas à rodovia SP-165. Nestas, em virtude do trânsito e escoamento de produção facilitados, há menor proporção de indivíduos que se declaram como lavradores, sendo que há maior importância das lavouras destinadas ao mercado externo, em especial a bananicultura. Ainda, há maior proporção de pessoas que auferem renda com a prestação de serviços, e pouca atividade extrativista dos recursos florestais.

O segundo grupo de comunidades é caracterizada pela maior distância em relação à rodovia, pela maior proporção de pessoas que se identificam como lavradores e pela predominância da agricultura de subsistência. Nestas comunidades há uma presença marcante de atividade extrativista (em média,

[3] Profª Dra. Cristina Adams 2013, Universidade de São Paulo - comunicação pessoal

38% das UDs auferem renda com a extração de recursos florestais), e há uma grande insatisfação da população em relação às restrições legais para as práticas tradicionais de cultivo e uso do solo (Pedroso Junior et al, 2008).

Por fim, o terceiro grupo de comunidades identificado por Pedroso Jr. (2008) é formado por comunidades também afastadas das maiores rotas de acesso, mas que têm maior predominância de produção agrícola em detrimento de atividades extrativistas por causa de uma maior presença de iniciativas governamentais e de organizações não governamentais de apoio à produção agrícola local (Pedroso Junior et al, 2008).

Para este estudo, adotaremos como referência as comunidades pertencentes à segunda categoria identificada por Pedroso Jr. et. al. (2008), por serem justamente aquelas que mais dependem da extração de recursos florestais, dentre os quais se destaca o palmito jussara.

5. Formulação do Problema e Hipótese

Apesar da proibição do extrativismo com fins comerciais do palmito jussara (*Euterpe edulis*) originário da Mata Atlântica, esta atividade continua ocorrendo no Vale do Ribeira por populações quilombolas e não-quilombolas (Romeiro & Barcia 1996; Galleti, M. & Fernandez J.C., 1998). Como resultado, os estoques da espécie, já considerada ameaçada de extinção, continuam declinando, e houve a criminalização da atividade, penalizando diretamente as famílias quilombolas que dependem do recurso e vivem em condições de maior vulnerabilidade social, ou seja, piores condições de renda e de acesso a serviços públicos essencias como educação e saúde, constituindo o elo mais fraco da cadeia produtiva do palmito.

Desta forma, podemos caracterizar a política pública atual de conservação do palmito jussara como um fracasso, tanto do ponto de vista ecológico, quanto do ponto de vista social. Além do fato de a proibição não ter sido acompanhada da criação de alternativas de renda para as comunidades locais que dependiam do recurso, uma análise da literatura recentemente produzida sobre a exploração de recursos comuns, permite creditar o fracasso desta política a dois fatores principais, detalhados a seguir: 1. Distanciamento dos tomadores de decisão em relação à base de recursos e às populações locais que dela dependem; 2. a ausência de incentivos para a exploração sustentável do recurso.

5.1. Distanciamento dos tomadores de decisão

Dietz et al. (2003) destacam a necessidade de que as estratégias de conservação e manejo de recursos naturais envolvam o diálogo entre as partes interessadas, o Estado e os cientistas. Os autores (op. cit.) também afirmam que as tragédias, tal como caracterizadas por Hardin (1968), ocorrem quando os recursos são de livre-acesso ou quando são governados por regras nacionais *top-down*, que deixam governos, regionais e locais, e usuários com autonomia insuficiente e entendimento limitado para construir instituições que funcionem. Dietz et al. (2003) afirmam, ainda, que a maior parte da legislação ambiental em sociedades complexas é do tipo comando-controle, no qual delega-se ao Estado determinar proibições e prever multas e prisões para os

infratores. Este tipo de regra, pouco criativa e insensível ao incentivos percebidos pelos usuários, sofre de falhas conceituais importantes:

> *"Se existirem recursos suficientes para monitoramento e aplicação da lei, tal abordagem [comando-controle] é eficiente. Porém, quando governos não dispõem de vontade ou de recursos para proteger "áreas protegidas", quando os danos ambientais vêm de fontes não localizadas e difíceis de identificar, e quando há necessidade de se encorajar novos hábitos e tecnologias ao invés de se proibir velhos comportamentos, abordagens de comando e controle são menos eficientes."* (Dietz et al 2003)

Na mesma linha, Ostrom (1990) destaca que os formuladores de políticas públicas nem sempre dispõem de recursos para implementá-las, e que frequentemente tais políticas estão sujeitas a falhas de concepção, planejamento e de execução, e que o processo decisório pode ser permeável a interesses particulares ou de sub-grupos. Ainda, Ostrom destaca a importância da participação dos usuários ao analisar a qualidade das informações utilizadas no processo decisório, que tende a ser maior quando os indivíduos que têm contato mais frequente com a base de recursos são ouvidos (Ostrom 1990).

Ao analisar a dinâmica atual da exploração do palmito jussara nas áreas de mata atlântica, podemos observar como algumas das falhas destacadas pelos autores acima estão presentes:

- primeiramente, a concepção da política pública atentou-se apenas para o aspecto ambiental, ignorando o fato deste fazer parte de um sistema sócio-ecológico maior, na qual os usuários e a base de recursos são inter-dependentes, interagem e evoluem ao longo do tempo e espacialmente, podendo ser compreendidos como sistemas complexos adaptativos (Janssen & Ostrom 2010; Deadman et al 2000).
- Segundo, a proibição da extração foi instituída pelo poder legislativo federal com o objetivo legítimo de proteger uma espécie ameaçada de extinção e nativa de um bioma fortemente devastado, porém não houve uma participação ativa das comunidades que dependem do recurso no processo decisório.

- Terceiro, a regra é rígida e do tipo comando-controle, não permitindo instâncias decisórias regionais ou locais e não prevendo alternativas de exploração e gestão do produto, como a instituição de quotas, direitos comercializáveis, medidas compensatórias, entre outras.
- Finalmente, o Estado possui recursos limitados e insuficientes para, com eficácia e eficiência, fiscalizar e fazer cumprir a lei, tendo em vista que a exploração do palmito ocorre em grandes áreas de terreno montanhoso, de difícil acesso e cobertas por floresta tropical densa, por indivíduos que frequentemente se adaptam e desenvolvem novas estratégias para evitar a fiscalização pelos órgãos de policiamento ambiental.

A elaboração das normas *top-down* que regulamentem o uso de um recurso também tende a produzir regras rígidas e mais difíceis de mudar, o que aumenta a probabilidade de fracasso, visto que a governança bem sucedida requer que as normas também evoluam, ou seja, requer adaptabilidade por parte das insituições (Dietz et al 2003). Berkes (2006) afirma que os sistemas duradouros são caracterizados não pela sua estabilidade, mas sim pela sua resiliência e capacidade de aprendizado e adaptação.

Como resposta à capacidade e competência limitada do Estado em gerir adequadamente e à distância recursos explorados de forma compartilhada por diferentes usuários, e subsidiados por um volume crescente de conhecimento relacionado aos recursos comuns, nas últimas décadas diversos países desenvolveram iniciativas para devolver algum nível de controle sobre estes recursos para os usuários locais (Agrawal 2001). Berkes (2006) evoca o princípio da subsdiariedade, segundo o qual as decisões devem ser tomadas tão perto quanto possível dos cidadãos, para se combinar a essência da gestão comunitária com questões de escala maior, que impõem riscos e obstáculos à gestão local bem sucedida.

5.2. Ausência de incentivos para a exploração sustentável do recurso.

O segundo fator determinante para o fracasso da política pública de proteção do *Euterpe edulis* tem sido a ausência de incentivos para a exploração sustentável do recurso.

A região do Vale do Ribeira foi, e ainda é, marcada por conflitos fundiários (Munari 2010), sendo novamente as populações quilombolas prejudicadas por serem o lado mais fraco das disputas, em virtude de nunca terem tido o título de propriedade da terra e de serem populações historicamente isoladas e marginalizadas (Adams et al. 2013, Penna-Firme & Brondizio 2007). A falta de clareza quanto aos limites territoriais no passado, e a dificuldade de excluir indivíduos, sejam eles quilombolas ou não, do acesso ao palmito jussara resultaram, na prática, em uma situação de livre-acesso, que por sua vez pode estar levando à Tragédia dos Comuns (Romeiro & Barcia 1996), ou seja, à exaustão do recurso.

Neste cenário, os benefícios da extração são individuais, enquanto que os custos associados à depleção do recurso são compartilhados com todos os demais envolvidos. Os extratores possuem incentivos para retirar o maior número de palmeiras possível, visto que não há nenhuma garantia de que uma palmeira poupada para o futuro estará disponível ao indivíduo que a preservou (Hardin 1968). Ainda, nos poucos casos em que a polícia ambiental tem sucesso em flagrar e autuar os quilombolas que extraem o palmito, a multa imposta não é paga pelo infrator, uma vez que este não dispõe de meios para arcar com a mesma. Geralmente esta multa é paga pela associação da comunidade, ou por algum outro agente externo, como organizações não-governamentais (ONGs) locais (Raimbert, C. 2012[4]). Assim como no caso da extração propriamente dita, isto significa que o custo associado à sanção pela exploração do palmito é apenas parcialmente assumido pelo quilombola infrator, novamente levando a incentivos perniciosos.

Mas, o recente processo de titulação da propriedade da terra às comunidades quilombolas, previsto na Constituição Federal de 1988, é de

[4] Céline Raimbert – Universidade de Paris 3 – Sorbonne Nouvelle – comunicação pessoal.

grande importância para garantir sua segurança jurídica e permite delimitar claramente as fronteiras territoriais e identificar os indivíduos que possuem o direito de acesso àquele território. Isto oferece uma oportunidade única para que haja uma mudança nos incentivos que os quilombolas têm para explorar de forma sustentável os recursos e, mais especificamente, o palmito jussara, dentro das áreas determinadas como de sua propriedade. Berkes (2006) afirma que uma das habilidades essenciais para o sucesso na gestão de recursos comuns é limitar o acesso de indivíduos não-autorizados, e Ostrom (1990) identifica como um dos princípios básicos de sistemas bem sucedidos a clareza na definição das fronteiras.

Entretanto, a titulação não é suficiente, por si só, para prover os incentivos necessários à exploração sustentável do palmito jussara pelas comunidades quilombolas do Vale do Ribeira. Retomando a discussão da literatura dos recursos comuns sobre os conjuntos de direitos de propriedade, em especial Schlager & Ostrom (1992), podemos avaliar que a legislação ambiental que regula o acesso e uso dos recursos florestais na Mata Atlântica e, em especial, aquela que proíbe a exploração do palmito jussara, confere às comunidades quilombolas apenas os direitos de acesso e de retirada do *Euterpe edulis* para consumo próprio. Ou seja, autoriza aos quilombolas, ainda que dentro de seus territórios titulados, apenas os direitos de propriedade em nível operacional (acesso e retirada condicionados a consumo próprio), enquanto que os desautoriza nos direitos em nível de ação coletiva – gestão (direito de regular a exploração do recurso e transformá-lo via investimentos), exclusão (direito de determinar quem terá direito de acesso e como esse direito poderá ser transferido) e alienação (direito de vender ou transferir os direitos de gestão e exclusão) (Schlager & Ostrom 1992).

Ou seja, as famílias quilombolas aqui tratadas podem ser caracterizadas como usuários autorizados, na definição de Schlager & Ostrom (1992), pois possuem direitos no nível operacional, mas não no nível de ação coletiva. Segundo as autoras, este tipo de usuário é suscetível a regras operacionais que lhe são impostas e tem menos incentivos para investir na manutenção e melhoria do recurso: uma vez que não criam nem participam da criação das regras que se espera que sigam, estes usuários estão mais propensos a não

seguir as regras, vistas como ilegítimas e por vezes desnecessárias (Schlager & Ostrom 1992).

Ademais, a criminalização da exploração do palmito jussara, ao mesmo tempo que esta é uma atividade recorrente, tornou o tema um "tabu", sobre o qual não se fala, apesar de diversos indivíduos praticarem-na (Raimbert, C. 2012[5]). Mais uma vez, são gerados incentivos nefastos à exploração sustentada do palmito (ainda que à margem da lei), visto que a comunicação e a intensidade desta são fatores determinantes para o comportamento cooperativo (Ostrom 2006; Janssen 2010).

5.3. Hipótese de pesquisa

Colocada esta análise sobre a situação atual do sistema sócio-ecológico de exploração do palmito jussara pelas comunidades quilombolas do Vale do Ribeira, confrontando-a com a teoria econômica de recursos comuns, e aproveitando a oportunidade que o recente processo de titulação das propriedades quilombolas pode fornecer, formulamos a hipótese de que a flexibilização das regras de exploração do *Euterpe edulis* por estas comunidades pode ser mais eficaz e eficiente para a preservação da espécie do que a atual política de proibição. Mais especificamente, por flexibilização das regras de exploração entendemos a concessão, pelo Estado aos quilombolas, do direito de gestão do recurso, tal como definido por Schlager & Ostrom (1992). Em outras palavras, isto significa a criação de um novo arranjo institucional, no qual os usuários tenham autonomia reconhecida para elaborar e implementar suas próprias regras de extração, monitoramento e sanção.

Finalmente, também oferece sustentação a esta hipótese o fato de já serem presentes, neste sistema sócio-ecológico, algumas das características identificadas por Elinor Ostrom (1990) como importantes para que um sistema auto-regulado seja bem sucedido. Do ponto de vista das características do recurso natural, podemos apontar que a melhoria do mesmo é possível e viável, a dinâmica da população é compreendida e razoavelmente previsível, e a distribuição espacial é fixa e limitada (fronteiras bem definidas). Do ponto de

[5] Céline Raimbert – Universidade de Paris 3 – Sorbonne Nouvelle – comunicação pessoal.

vista dos atores, podemos identificar uma visão compartilhada sobre o funcionamento do sistema ecológico e a experiência organizacional prévia.

6. Metodologia

Para testar a hipótese de que a flexibilização das regras para a extração do palmito jussara pelas comunidades quilombolas do Vale do Ribeira pode ser mais eficaz e eficiente do ponto de vista social e ecológico do que a atual proibição, utilizamos simulações computacionais usando modelagem baseada em agentes (MBA), para reproduzir e comparar o sistema sócio-ecológico em análise com uma versão hipotética que contemple as premissas de nossa hipótese. Neste modelo hipotético, permitiremos que as comunidades quilombolas explorem e gerenciem o recurso, assumindo custos organizacionais, como monitoramento e aplicação de sanções.

Em outras palavras, construiremos dois modelos: um que representa o cenário atual, baseado na política pública de proibição da extração do palmito, no qual a elaboração das normas, fiscalização e punição são externas à comunidade; o segundo modelo representa o cenário hipotético de gerenciamento local da exploração do palmito jussara pela comunidade, cujas premissas foram construídas, como veremos, a partir de informações de diferentes fontes, como dados e preferências observadas em trabalho de campo, e literatura acumulada sobre recursos comuns. Nossa unidade básica de análise será a Unidade Doméstica (UD), entendido como um núcleo familiar básico (casal e filhos). Ao final, iremos comparar e analisar o estoque remanescente de palmito jussara em ambos os cenários.

Descreveremos a seguir a metodologia utilizada para analisar o sistema sócio-ecológico, as vantagens da modelagem baseada em agentes, e a construção dos modelos.

6.1. Sistemas sócio-ecológicos

Segundo Deadman et al (2000), atacar os desafios da gestão de recursos ambientais demanda, a tomadores de decisão e a pesquisadores, um entendimento crescente sobre as relações complexas que existem entre sistemas humanos e sistemas sociais. Estas interações constituem um sistema sócio-ecológico maior, no qual seus componentes são interdependentes, reagem a perturbações e evoluem em escalas temporal e espacial, o que

permite a alguns autores denominá-los como sistemas complexos adaptativos (Deadman et al 2000; Janssen & Ostrom 2006; Anderies et al 2004).

Anderies et al (2004) definem sistemas sócio-ecológicos como sistemas sociais nos quais algumas das relações interdependentes entre os seres humanos são mediadas por interações com unidades biofísicas e/ou biológicas não-humanas, e ilustram esta afirmação com o exemplo da relação potencialmente conflituosa entre um pescador e outro, mediado pela diminuição nos estoques de peixes. Esta situação é análoga à encontrada no Vale do Ribeira, quando a extração de uma unidade da palmeira jussara por uma família (unidade doméstica) quilombola afeta diretamente a disponibilidade de recursos para as demais unidades domésticas.

Da mesma forma, podemos analisar o sistema sócio-ecológico em questão como a sobreposição de duas camadas: um sistema humano, composto por unidades domésticas quilombolas que interagem e são limitadas por meio de regras (sejam elas formais ou informais), e um sistema biológico, na qual a espécie *Euterpe edulis* possui a sua própria dinâmica populacional, ou seja, taxas de natalidade, crescimento e mortalidade. A interação entre os componentes do primeiro sistema afeta, por meio da extração de palmito, o segundo sistema que, por sua vez, voltará a afetar o sistema social em virtude de uma menor disponibilidade do recurso.

Cabe destacar que cada um desses sub-sistemas está inserido e é afetado por outros sistemas maiores. O sistema-social dos quilombolas, por exemplo, está inserido e interage com o sistema de produção econômica regional, o sistema jurídico brasileiro, o sistema democrático de representação e de elaboração de normas, entre outros, enquanto que o sistema biológico do palmito está inserido e é afetado por outras espécies e pela dinâmica ecossistêmica próprias da Mata Atlântica.

Para simplificar a tarefa de analisar um sistema sócio-ecológico, Anderies et al (2004) propõe um arcabouço de análise (*framework*), que busca capturar as relações internas do sistema social, suas interações com o sistema biológico, e a susceptibilidade a sistemas e eventos externos. Segundo o autor,

um sistema sócio-ecológico pode ser analisado a partir de quatro elementos, ilustrados na figura 6.

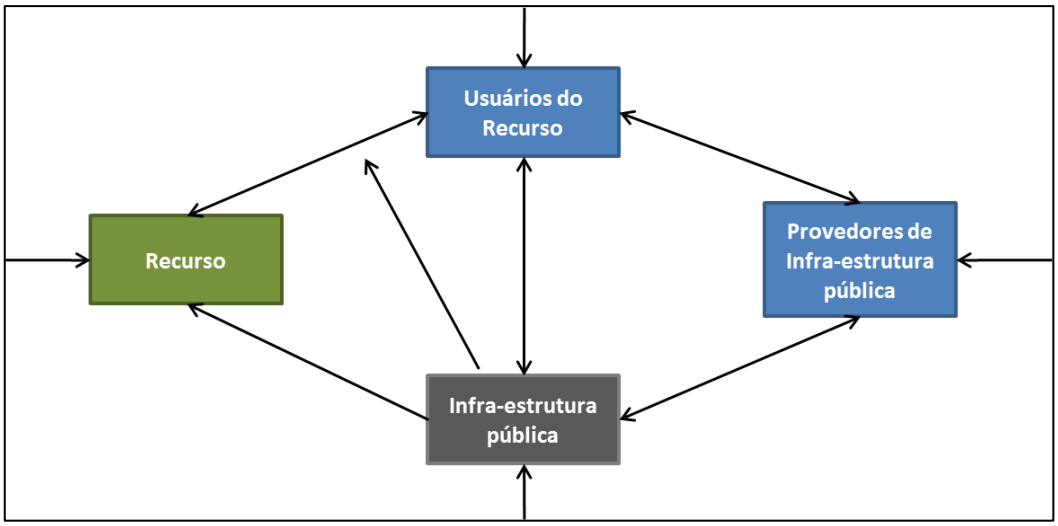

Figura 6 - Modelo conceitual de um sistema sócio-ecológico. Fonte: Anderies et al (2004).

No esquema proposto, o recurso é usufruído, e sua qualidade e disponibilidade afetam os seus usuários, ao mesmo tempo em que está sujeito a fatores externos ao modelo, como pragas, secas, e enchentes (Anderies et al. 2004).

Os usuários dos recursos, por sua vez, são afetados pelos provedores de infra-estrutura pública, que podem ser entendidos os agentes que tomam as decisões sobre a exploração do recurso e realizam investimentos para a manutenção do mesmo (Anderies et al. 2004).

Desta forma, a infra-estrutura pública pode ser institucional (regras efetivamente em vigor e aparato para implementação das mesmas), ou pode ser física (construção e manutenção de estradas, canais de irrigação, diques, moinhos, etc.). Esta infra-estrutura impacta diretamente na manutenção do recurso, na forma de apropriação feita pelos usuários e pode também recair sobre os próprios usuários em si. Além disso, está sujeita a fatores externos como catástrofes naturais e mudanças de regras advindas de instâncias superiores. Os fatores externos que podem afetar os usuários dos recursos e os provedores de infra-estrutura são, entre outros, mudanças na economia

local, crescimento populacional, migrações, mudanças políticas, novas tecnologias e novas regras impostas por instâncias superiores (Anderies et al 2004; Janssen & Ostrom 2006).

Um ponto crucial neste quadro de análise é a possibilidade de haver uma sobreposição, em maior ou menor grau, entre os usuários dos recursos e os provedores de infra-estrutura pública, ou seja, estes papéis podem ou não ser desempenhados pelas mesmas pessoas (Anderies et al 2004; Janssen & Ostrom 2006).

Retomando o sistema sócio-ecológico quilombolas-*Euterpe edulis*, podemos observar que no cenário atual de proibição da extração do palmito há uma separação completa entre os usuários dos recursos (unidades domésticas quilombolas) e o provedor da infra-estrutura. Aqui, este provedor é o Estado e cabe a ele formular as leis e implementá-las, por meio dos poderes legislativo, executivo e judiciário. Não há margem para formulação de regras e realização de investimentos por parte dos quilombolas para a exploração do palmito.

No segundo cenário, de gestão comunitária do recurso, estamos assumindo uma sobreposição significativa: são os próprios membros da comunidade que se organizam para formular regras de extração, estabelecer o monitoramento do cumprimento das regras e a aplicação de punições.

Tendo em vista que o foco deste trabalho está na avaliação do impacto de duas diferentes configurações do sistema social sobre o sistema ecológico, tomaremos como inexistentes ou não-significativos os fatores externos ao sistema quilombolas-*Euterpe edulis*. Enseja-se aqui, porém, uma oportunidade para a realização de trabalhos futuros para avaliar a robustez deste sistema, testando-o frente a perturbações externas de diferentes naturezas.

Entretanto, apesar da premissa acima diminuir a complexidade do sistema em análise, adicionaremos complexidade interna no modelo hipotético, ao considerar que o impacto sofrido pelo sistema ecológico será resultado da interação entre as unidades domésticas contidas no sistema social, e que tais agentes não são homogêneos. Para lidar com essa complexidade, lançaremos mão da modelagem baseada em agentes.

6.2. Modelagem baseada em agentes

A modelagem baseada em agentes (MBA) é uma técnica de simulação computacional utilizada para estudar fenômenos em macro-escala, emergentes da interação entre unidades menores, que interagem e tomam decisões de forma descentralizada, autônoma e "social", ou seja, interdependente (Berger 2001). A partir desta definição, identificamos que sua utilização é adequada ao estudo em questão, quando consideramos que o fenômeno em macro-escala (flutuação no estoque de palmito jussara na mata atlântica) emerge das ações e interações entre as unidades domésticas quilombolas, especialmente quando queremos simular uma gestão compartilhada do recurso.

Em um modelo baseado em agentes, o pesquisador descreve explicitamente o processo de tomada de decisão dos atores simulados no nível micro, e permite que eles interajam entre si até que uma estrutura emerge no nível macro como resultado da ação dos agentes e das suas interações com outros agentes (Janssen & Ostrom 2006a), e com o meio no qual atuam. Segundo Janssen & Ostrom (2006b), quando aplicado a sistemas sócio-ecológicos, frequentemente o objetivo dos modelos baseados em agentes é compreender as interações entre os diferentes componentes do sistema e utilizar o modelo para explorar cenários de políticas públicas diferentes, o que é precisamente o objetivo deste trabalho. A abordagem pode ser melhor descrita como a condução de experimentos em um mundo virtual, com o objetivo de obter *insights* para o desenvolvimento e avaliação de políticas (Berger 2001).

Ainda segundo Janssen & Ostrom (2006b), a modelagem baseada em agentes busca testar modelos alternativos de tomada de decisão, que estejam mais alinhados com observações empíricas sobre o comportamento humano, ou seja, substituindo o *homo economicus* (agentes egoístas e dotados de uma racionalidade voltada à maximização de ganhos de curto prazo), por um conjunto de agentes heterogêneos, com preferências diferentes e racionalidade limitada (Janssen & Ostrom 2006b).

Segundo Berger (2001), a utilização da modelagem baseada em agentes para o estudo de sistemas sócio-ecológicos possui ainda as seguintes vantagens:

- Possibilidade de integrar informações de diferentes fontes (experimentos de laboratório, bases de dados, entrevistas com especialistas, *surveys* e observação direta em trabalho de campo, entre outros), o que favorece a realização de trabalhos interdisciplinares. Segundo Janssen & Ostrom (2006b), o acesso a múltiplas fontes de informação, geralmente incompletas, permite ao pesquisador combiná-las para desenvolver as diferentes partes do modelo;
- O pesquisador pode acrescentar e acompanhar variáveis com facilidade;
- Possibilidade de introduzir a heterogeneidade no comportamento dos agentes, proveniente de um processo de aprendizagem acumulada com experiências passadas e com a interação com a sua vizinhança. As decisões dos agentes, baseadas em regras internas, se adequa melhor ao fato de que as pessoas usam diferentes tipos de heurística (regras de decisão baseada na experiência) em diferentes situações (Janssen & Ostrom 2006b);
- Captura das relações mais importantes entre os agentes, e entre os agentes e o meio no qual interagem, permitindo aos agentes trocarem informações e se influenciarem, enquanto processam tais informações e tomam suas decisões autonomamente;
- Finalmente, Berger aponta como uma das vantagens do método intrínseco à modelagem baseada em agentes o não estabelecimento de um resultado (destino) final a que se deve chegar: definem-se os parâmetros iniciais e as regras de interação e decisão, e então observam-se os processos de auto-organização que resultarão em um fenômeno em macro-escala. Este destaque está alinhado com a sugestão de Burke (2001), de que a dinâmica de exploração de um recurso comum não pode ser estudada a partir de um modelo pré-concebido, mas sim a partir de uma concepção de baixo pra cima, ou seja, a partir das condições sócio-culturais dos atores e pelas suas relações entre si, que acabam por afetar a forma como se relacionam com a

base de recursos. Esta sugestão abre espaço para a realização de simulações entre atores e entre atores e o meio-ambiente, possibilitando testar pressupostos e compreender como variáveis específicas podem influenciar um sistema (Janssen & Ostrom 2006b; Berger & Schreinemachers 2006).

Janssen & Ostrom (2006b) também destacam como vantagens da modelagem baseada em agentes o crescente entendimento sobre a importância da comunicação para a gestão de dilemas sociais, permitido pela inclusão explícita das regras de interação entre os agentes; o fato de que a MBA permite explorar explicitamente dinâmicas espaciais, como em Parker et al. (2004); e, finalmente, porque são adequados para modelar sistemas complexos adaptativos.

Por fim, a modelagem baseada em agentes apresenta-se uma ferramenta muito útil para realizar experimentos virtuais, quando experiências reais utilizando seres humanos esbarram em limitações por fatores físicos, econômicos, culturais políticos e éticos, além de outros fatores contextuais (Janssen & Ostrom 2006a). Este atributo é pertinente ao nosso caso, visto que é legalmente impossível permitir que as comunidades quilombolas do Vale do Ribeira explorem e gerenciem a exploração do palmito jussara, mesmo que experimentalmente, e nem observar o impacto da extração na dinâmica populacional do palmito, no médio e longo prazos.

Entretanto, cabe destacar que a modelagem baseada em agentes também apresenta dificuldades e limitações. Uma das principais dificuldades que pesquisadores encontram ao aplicar a MBA em sistemas sócio-ecológicos é a confrontação das regras, parâmetros e resultados da simulação com os dados empíricos. A utilização de dados reais para a validação de um modelo tem sido feita basicamente de duas formas: como uma entrada (*input*) do modelo quando o foco é estudar uma situação em particular, ou como um parâmetro de teste, quando o modelo do pesquisador busca regras generalizáveis e os dados empíricos são usados para confrontar tais regras (Janssen & Ostrom 2006a).

Berger (2001) sugere a calibração empírica do modelo em dois níveis. O primeiro, em nível microscópico, diz respeito à comparação entre os agentes da simulação com os agentes do mundo real. O segundo nível, macroscópico, refere-se à comparação do resultado agregado do modelo com o fenômeno observado empiricamente.

Em nossa pesquisa, utilizaremos dados empíricos como entradas do sistema, no momento da definição das características dos agentes e das regras de interação. A realização da calibração proposta por Berger nos níveis micro e macro é especialmente difícil quando trabalhamos com um cenário hipotético, porém buscaremos a calibração com o cenário da política pública atual, de proibição da exploração do recurso.

Uma segunda fragilidade dos modelos baseados em agentes, é a relação excludente (*trade-off*) entre precisão e simplicidade: um modelo muito sofisticado pode ser muito bom para explicar uma situação em particular, porém perde a capacidade de ser generalizável para outros contextos (Janssen & Ostrom 2006a). Aqui, abrimos mão do poder de generalização para capturar melhor a dinâmica específica do sistema sócio-ecológico *quilombola-Euterpe edulis*.

Finalmente, incerteza e informação incompleta estão diretamente relacionados ao estudo da governança de sistemas sócio-ecológicos (Janssen & Ostrom 2006b) e dificilmente saberemos com certeza o quão bem um modelo descreve o mundo real. Entretanto, o que se pode fazer é comparar diferentes modelos e testar qual fornece uma descrição mais adequada do objeto (Janssen & Ostrom 2006b). Neste sentido, fomos prejudicados pela ausência de outros trabalhos que formulassem um modelo para o sistema sócio-ecológico em questão, porém ficamos satisfeitos em fornecer o primeiro, e estimulamos a produção dos próximos.

6.3. A construção dos modelos

A representação virtual do sistema sócio-ecológico quilombola-*Euterpe edulis* será feita por meio da criação de duas camadas, que depois se

interligarão. A primeira camada é a camada que representa o sistema ecológico, e contempla a dinâmica populacional natural do palmito jussara. A segunda camada representa o sistema social, e é constituído por uma comunidade virtual de agentes interdependentes e heterogêneos, representando as unidades domésticas quilombolas, que decidem extrair ou não extrair ilegalmente o recurso com base em uma regra de tomada de decisão que leva em conta as suas próprias características sócio-econômicas, o estoque do recurso na natureza e os diferentes incentivos colocados pelas regras vigentes e pela interação com os seus vizinhos.

A cada período de tempo, todas as unidades domésticas tomam, de forma autônoma, uma decisão. O resultado final da somatória de todas as decisões individuais é computado para determinar o impacto, naquele período de tempo, sobre o estoque de palmito jussara. No período seguinte, este estoque, já atualizado, impactará na nova decisão dos agentes.

A seguir, definiremos melhor os componentes e o funcionamento dos sistemas ecológico e social. O software utilizado para a construção dos modelos foi o MATLAB.

6.3.1. Sistema ecológico: Dinâmicas populacionais e o modelo de crescimento do *Euterpe edulis*

Com o objetivo de se estudar as dinâmicas populacionais de recursos biológicos, sejam eles animais ou vegetais, pesquisadores que trabalhavam com diversas espécies desenvolveram modelos de crescimento populacional. Estes modelos tinham o objetivo de servir como ferramentas de previsão e orientação para criações e cultivos comerciais em larga escala, bem como para iniciativas, públicas ou não, de manejo ambiental. Segundo Vanclay (1994), modelos de crescimento, aliados a dados populacionais, fornecem um modo confiável para examinar opções de manejo e para determinar um retorno sustentável da exploração de determinado recurso florestal, e os impactos do manejo em outras variáveis da floresta (Vanclay, 1994).

Apesar da grande diversidade de modelos preditivos, aqueles que analisam recursos florestais podem ser caracterizados em três tipos principais: modelos de plataforma única (*whole stand models*), modelos de árvores

individuais (*single-tree models*) e modelos de classes de tamanho (*size-class models*). Os primeiros são utilizados para prever o crescimento e o rendimento de uma floresta do ponto de vista macroscópico, quando as características dos indivíduos não importam. Já os modelos de árvores individuais estão no extremo oposto: cada árvore constitui a unidade básica da modelagem, que requer parâmetros individuais como diâmetro do tronco, altura, área da copa, localização, entre outras. Estes modelos são detalhados e mais apropriados quando o interesse é projetar a evolução de cada indivíduo na floresta (Vanclay, 1994).

Por fim, os modelos de classes de tamanho ocupam uma posição intermediária entre os modelos de plataforma única e de árvores individuais. Estes modelos são mais adequados quando se está interessado na estrutura de uma população e, apesar do nome, para poder categorizá-la não apenas quanto ao tamanho, mas também quanto a critérios como idade e estágio de desenvolvimento, entre outros, dependendo do objetivo da análise (Vanclay, 1994).

Os principais componentes do modelo também variam conforme a aplicação da pesquisa, sendo os principais: o crescimento (diâmetro do tronco e/ou altura), a mortalidade, a taxa de reprodução natural e a deterioração das condições comerciais do produto. Em florestas comerciais de exploração intensiva, a mortalidade e a reprodução natural podem exercer menor influência, enquanto que em sistemas de manejo mais localizados, tais componentes exercem um papel mais determinante (Vanclay, 1994).

Neste trabalho estávamos interessados na dinâmica populacional do palmito jussara, considerando a sua capacidade de sobrevivência e reprodução natural no bioma mata atlântica, a despeito da exploração comercial. Assim, havia a necessidade de levarmos em consideração os diferentes estágios de desenvolvimento das árvores (estágio de maturidade sexual, estágio de interesse comercial), bem como a estrutura da população. Porém, não era necessário olharmos para cada árvore individualmente. Desta forma, adotamos um modelo de classes de tamanho para simular a evolução do estoque de *Euterpe edulis*, cujos principais componentes foram o crescimento, a

sobrevivência e a reprodução natural. Posteriormente, agregamos ao modelo uma taxa de extração (atividade humana).

Via de regra, modelos de classes de tamanho primeiramente fazem um inventário de uma população, que é dividida em faixas conforme uma variável de tamanho (aqui adotamos o DAS, *diâmetro na altura do solo*), gerando uma pirâmide populacional que é considerada como condição inicial do modelo. Posteriormente, esta pirâmide é atualizada com as probabilidades de os indivíduos sobreviverem e crescerem ("subindo de categoria"), bem como a geração de novos indivíduos na primeira classe (reprodução natural), resultando em uma nova distribuição. Cada atualização representa a mudança na estrutura da população sofrida na passagem de um determinado período de tempo (Vanclay, 1994).

Este método é denominado projeção da tabela de classes (*stand table projection*), e é uma das técnicas mais usadas para se determinar a característica futura de uma população em diferentes estágios de desenvolvimento. A metodologia para determinar a passagem dos indivíduos de uma classe para outra pode pressupor uma passagem escalonada, na qual todos os indivíduos estão no ponto médio de sua classe e crescem em ritmo uniforme e constante; uma passagem onde há uma distribuição dentro de cada classe; ou mesmo uma distribuição na qual os indivíduos crescem a taxas diferentes uns dos outros (Vanclay, 1994). Para o modelo de crescimento do *Euterpe edulis* escolhemos uma passagem escalonada de uma classe para outra, conferindo um nível de agregação adequado aos objetivos propostos.

As variáveis de sobrevivência e reprodução que atualizam uma população podem ser organizadas e resumidas mais formalmente em uma matriz, denominada Matriz de Transição. A distribuição inicial da população nas categorias de tamanho constituirá um vetor V_0, que será multiplicado pela matriz de transição M, resultando na nova distribuição populacional V_1. Esta operação pode ser repetida indefinidamente, de forma que a distribuição populacional de uma espécie em um período t é (Vanclay, 1994):

$$V_t = V_0 * M^t$$

Existem algumas variantes básicas da abordagem que utiliza matrizes de transição: utilização de cadeias de Markov, Matrizes de Usher e Leslie, e generalizações.

A utilização da cadeia de Markov requer assumir dois pressupostos: o primeiro, conhecido como pressuposto de Markov, implica que a probabilidade de um evento ocorrer depende apenas da condição inicial ou atual, e independe do histórico de eventos, do estado de outros indivíduos, e mesmo do estado do sistema como um todo. O outro pressuposto é de que as probabilidades das mudanças de uma classe para outra permanecem inalteradas ao longo do tempo. Tais pressupostos não se adequam bem a modelos dinâmicos florestais pois criam distorções em relação às dinâmicas naturais, especialmente em simulações com prazos longos. Por exemplo, tais pressupostos podem implicar no crescimento infinito de uma população (Vanclay, 1994).

As matrizes de Usher, por outro lado, buscam simplificar a utilização das cadeias de Markov. Usher define os tamanhos das classes e os períodos de tempo de forma que nenhuma árvore possa evoluir mais do que uma classe em um período t. Ainda, Usher adapta a matriz de Markov para introduzir a reprodução natural (fecundidade) no sistema. Leslie adota uma metodologia muito similar a Usher, porém simplifica mais ainda ao pressupor que todos os indivíduos sobreviventes de uma classe avançam para a classe seguinte no próximo período, enquanto que Usher considera que apenas parte dos sobreviventes progride (Vanclay, 1994).

Finalmente, as matrizes generalizadas relaxam o pressuposto de Markov (de que a probabilidade de transição de classe depende apenas do estado inicial do sistema e não se altera). Isto permite construir modelos de matrizes em que a fecundidade é dependente da densidade populacional, ou modelos nos quais as árvores menores sofrem competição e são suprimidas pelas árvores maiores. Estes modelos são mais fiéis às dinâmicas populacionais reais, porém adicionam complexidade ao exigir a mensuração da influência que as árvores têm umas sobre as outras (Vanclay, 1994).

Silva Matos et al (1999) desenvolveram um modelo de crescimento para o *Euterpe edulis* a partir de dados coletados durante três anos na Reserva Municipal Santa Genebra, no município de Campinas, São Paulo, que serviu de base para a modelagem da dinâmica populacional da espécie no presente trabalho. Este modelo pode ser classificado como uma matriz de Usher, pois trabalha com tamanhos de classes e inclui taxas de reprodução e probabilidades de mortalidade e de transição de classe.

Em seu estudo, Silva Matos et al. (1999) puderam verificar, além da estrutura populacional da espécie naquela região, o efeito da densidade populacional sobre a evolução das diferentes classes de categorização, que resultou em uma curva "J" invertida, significando que quanto maior a densidade populacional, menor o crescimento populacional. Ainda não são claros os mecanismos pelos quais este efeito ocorreu, porém alguns dos possíveis motivos são: sombreamento pelos adultos, competição por água e nutrientes e proximidade de animais herbívoros, parasitas e agentes patogênicos associados à planta adulta (Silva Matos et al, 1999).

Primeiramente, os pesquisadores fizeram um levantamento dos indivíduos na Reserva Santa Genebra e categorizaram os indivíduos em sete classes de tamanho, medido em diâmetro na altura do solo (DAS). Os tamanhos de cada classe podem ser verificados na tabela 4:

Classe de Tamanho	DAS (em mm)		Densidade média (plantas/25m^2)	Densidade média (plantas/ha)
	Mínimo	Máximo		
1	0	(3 folhas)	74,5	29800
2	(> 3 folhas)	10	7,17	2868
3	10,1	20	1,03	412
4	20,1	30	0,31	124
5	30,1	60	0,61	244
6	60,1	120	0,38	152
7	120,1	-	0,71	284

Tabela 4 - Classes de tamanho e densidade populacional para análise da dinâmica populacional do Euterpe edulis. Fonte: adaptado de Silva Matos et al, 1999

Em seguida, os pesquisadores acompanharam, de 1991 a 1993, a mortalidade e a passagem das árvores de uma classe de tamanho para outra,

chegando por fim à matriz de transição M, que multiplicará o vetor V_t, que informa a população N_i^t de indivíduos em cada classe *i* no instante *t*, para se obter a população atualizada em *t+1*. O modelo apresenta, portanto, a seguinte estrutura (Silva Matos et al, 1999):

$$\begin{bmatrix} P_1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & F_7 \\ G_1 & P_2 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & G_2 & P_3 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & G_3 & P_4 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & G_4 & P_5 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & G_5 & P_6 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & G_6 & P_7 \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} N_1^t \\ N_2^t \\ N_3^t \\ N_4^t \\ N_5^t \\ N_6^t \\ N_7^t \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} N_1^{t+1} \\ N_2^{t+1} \\ N_3^{t+1} \\ N_4^{t+1} \\ N_5^{t+1} \\ N_6^{t+1} \\ N_7^{t+1} \end{bmatrix}.$$

Neste modelo, um período t corresponde a passagem de um ano, e as variáveis da matriz de transição são as seguintes:

- P_i é a probabilidade de uma planta da classe *i* sobreviver e permanecer na mesma classe;
- G_i é a probabilidade de uma planta da classe *i* sobreviver e migrar para a classe subsequente;
- F_i é a taxa de fecundidade de cada árvore em estágio reprodutivo (quantidade de plântulas originadas por período). Tendo em vista que apenas as árvores na classe sete são adultos com maturidade sexual, apenas F_7 terá um valor não nulo.

Silva Matos et al (1999) também puderam avaliar a influência da densidade populacional sobre a dinâmica de crescimento: verificou-se que há uma forte influência negativa da densidade populacional da primeira classe (plântulas com até três folhas) sobre a probabilidade G_1, de sobrevivência passagem destas para a classe dois. Desta forma, a matriz de transição da espécie obtida foi (Silva Matos et al, 1999):

$$\begin{bmatrix} 0{,}5116 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 98 \\ G_1 & 0{,}7639 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0{,}1089 & 0{,}7366 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0{,}1995 & 0{,}6110 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0{,}3867 & 0{,}8010 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0{,}1790 & 0{,}7800 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0{,}1900 & 0{,}9954 \end{bmatrix}$$

A variável G_1, entretanto, é uma função de N_1^t e N_7^t, e pode ser escrita da seguinte forma:

$$G_1 = \frac{G_{max}}{1 + aN_1^t} \times \exp\left[\left(-\frac{z}{p}\right) \times N_7^t\right],$$

onde G_{max} é a taxa máxima possível de transição para a classe dois e o parâmetro *a* denota a magnitude do impacto de N_1 sobre G_1. Silva Matos et al. (1999) estimaram tais parâmetros em G_{max} = 0,486 e *a* = 0,01228. Este primeiro componente da função implica que quanto maior for a quantidade de indivíduos na classe 1, menor será a probabilidade de passagem para a classe 2. O segundo componente da função denota o impacto negativo que plantas adultas exercem diretamente sobre o desenvolvimento das menores: *z* é a área da copa de uma árvore adulta, avaliada em $7m^2$, e *p* é o tamanho da área estudada ($25m^2$) (Silva Matos et al, 1999).

Entretanto, antes que ocorra a multiplicação do vetor populacional V_t pela matriz M, precisamos atualizar a população de palmeiras considerando a extração realizada pelas unidades domésticas quilombolas. Para isso, adaptaremos o modelo desenvolvido por Silva Matos et al (1999) para incluir um vetor de extração, denominado V_{ext}^t, que informa a quantidade de indivíduos que foram extraídos, de cada classe, no período t. O vetor de extração irá subtrair o vetor V_t, para então o resultado multiplicar a matriz de transição M, ou seja:

$$V_{t+1} = (V_t - V_{ext}^t) * M,$$

onde V_{ext}^t é o valor da extração acumulada durante um ano. Esta somatória anual visa conciliar a escala de tempo da extração com aquela utilizada para determinar a matriz de transição.

6.3.1.1. Vetor de extração V_{ext}

O vetor de extração é o elemento que representa a influência da camada social sobre a camada ecológica.

De acordo com Reis et al (2000), em sistemas tradicionais, são cortadas as palmeiras com pelo menos dois metros de altura. Fazendo a equivalência para a medida DAS, podemos considerar que são cortadas apenas as árvores com mais de 60,1 mm de diâmetro na altura do solo, ou seja, aquelas pertencentes às classes 6 e 7. Desta forma, o vetor V_{ext}^{t} possui a seguinte configuração:

$$V_{ext}^{t} = \begin{bmatrix} 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ ext_6^t \\ ext_7^t \end{bmatrix}$$

onde:

- ext_6^t é a soma das árvores da classe 6 que foram cortadas em t;
- ext_7^t é a soma das árvores da classe 7 que foram cortadas em t;
- a soma de ext_6^t e ext_7^t equivale ao total de árvores cortadas em t (Ret_{total}^{t});
- a proporção entre ext_6^t e ext_7^t é igual à proporção de indivíduos nestas classes (N_6^t e N_7^t) em t.

Finalmente, na ausência de dados precisos a respeito do tamanho e da estrutura populacional do *Euterpe edulis* nos territórios quilombolas do Vale do Ribeira, estabeleceremos como população inicial para o nosso modelo aquela identificada por Silva Matos et al (1999) na reserva municipal Santa Genebra, Desta forma:

$$V^0 = \begin{bmatrix} 29800 \\ 2868 \\ 412 \\ 124 \\ 244 \\ 152 \\ 284 \end{bmatrix}.$$

No presente estudo, o vetor V^0 deverá ser multiplicado pelo tamanho médio aproximado de um território quilombola (3500 ha).

Aqui vale a pena destacar um ponto passível de melhoria para o modelo, tendo em vista que a reserva ambiental pesquisada passa há mais de duas décadas por um processo de recuperação, enquanto que a população da palmeira jussara no Vale encontra-se muito prejudicada. Dados de campo mais precisos a respeito da população remanescente no Vale enriquecerão nossa análise.

Finalmente, considerando que a extração do palmito jussara é uma atividade semanal desempenhada até três vezes por mês (três quartos do mês) (Raimbert, C. 2012[6]) e que a dinâmica populacional identificada por Silva Matos et al (1999) é anual, ajustaremos a atualização da população de *Euterpe edulis* para uma vez a cada 40 períodos simulados, visto que este número equivale aproximadamente a três quartos do número de semanas de um ano.

6.3.2. Sistema social

Conforme já exposto, testaremos dois sistemas sociais diferentes para verificar o seu impacto sobre o sistema ecológico, variando as regras de interação entre os agentes e, portanto, os incentivos aos quais estão submetidos. Este trabalho, porém, não é o primeiro a realizar uma comparação entre duas simulações de sistemas sócio-ecológicos.

Destacamos pela similaridade o trabalho de Shahi & Kant (2006), que também propuseram a criação de dois modelos para comparar sistemas sócio-ecológicos geridos, ora pelo estado, ora pela comunidade local. Entretanto, ao contrário de nossa estratégia que verifica individualmente a decisão de cada agente, os autores utlizaram uma abordagem baseada em teoria dos jogos evolutiva para modelar as interações entre os mesmos.

No primeiro modelo dos autores, a comunidade é formada por indivíduos cooperadores (não-extratores) e por traidores, e o recurso é controlado pelo governo. Neste cenário, os autores verificaram que há uma única estratégia que seja um equilíbrio de Nash (a melhor estratégia que um agente pode adotar considerando as escolhas esperadas dos demais agentes), e que esta estratégia é a traição (extração ilegal do recurso). No segundo modelo, o recurso é gerenciado conjuntamente pelo Estado e pela comunidade, e surge

[6] Céline Raimbert – Universidade de Paris 3 – Sorbonne Nouvelle – comunicação pessoal.

um novo tipo de agente: os implementadores (*enforcers*). Neste cenário, há um conjunto de diferentes equilíbrios possíveis, dependo de parâmetros como salário e tecnologia disponível aos implementadores. Cada tipo de agente possui uma função *payoff* (função de resultado/utilidade) distinta, e a mudança nos comportamentos depende da utilidade (*payoff*) percebida por um tipo de agente, comparada com a utilidade média da população como um todo: a proporção de um tipo de agente aumenta quando a sua utilidade percebida é superior ao *payoff* médio da população (Shahi & Kant 2006).

Uma abordagem baseada em teoria dos jogos evolucionária é útil para analisar as situações nas quais há uma grande população de agentes interagindo, sendo que estes agentes podem ter diferentes funções utilidade, e podem aprender, imitar e descartar estratégias, e se adaptar a novas circunstâncias ao longo das sucessivas interações (Shahi & Kant 2006).

Nosso trabalho também adota uma perspectiva adaptativa evolucionária, porém altera o nível de análise para um nível mais microscópico: utilizamos a modelagem baseada em agentes para analisar o comportamento e as decisões de cada agente individualmente, ao invés de analisar apenas os tipos dos agentes, de forma mais agregada.

Ambos os sistemas sociais deste trabalho possuem dois tipos de agentes: infratores (extratores ilegais) e não-extratores, de forma análoga a Shahi & Kant (2006). No modelo de gestão comunitária do recurso, os agentes não-extratores podem ainda ser caracterizados como engajados, que são aqueles dispostos a incorrer em custos de organização para a gestão do recurso, como custos associados a tomada de decisão coletiva, monitoramento do cumprimento das regras, e aplicação de sanções, por exemplo, ou podem ser caracterizados como agentes não-extratores e não-engajados. Entretanto, diferentemente dos modelos destes autores, todas as categorias de agentes em nossos modelos possuem basicamente a mesma função payoff, sendo que diferentes componentes da função são acionados conforme o tipo de agente e a sua vizinhança, em cada período.

A determinação de uma única função payoff para as diferentes categorias de agentes mostra-se mais adequada quando consideramos que os

agentes envolvidos na rede de interação são indivíduos sujeitos ao mesmo conjunto de incentivos, e o seu tipo (infrator ou não-extrator) é consequência de uma avaliação interna individual de cada agente, ao contrário da abordagem de teoria dos jogos evolutiva, que aplica uma avaliação (comparação) externa para determinar a próxima proporção dos tipos de agentes.

A decisão de aplicar a mesma função-utilidade enseja três pressupostos:

- as unidades domésticas das comunidades quilombolas podem ser consideradas culturalmente homogêneas e sócio-economicamente similares (Raimbert, C. 2012[7]);
- um não-extrator pode facilmente tornar-se um extrator (e vice-versa) de um período para o outro, tendo em vista que inexistem custos ou necessidade de investimentos iniciais relevantes para operacionalizar a atividade de extração do palmito jussara;
- no modelo de gestão comunitária, o monitoramento e a punição serão desempenhados por pares, ou seja, por membros da própria comunidade. Pode-se argumentar que este pressuposto é ingênuo pois os potenciais punidores teriam a tendência de "pegar carona" (*free-ride*), esperando que outros agentes assumam os custos de organização, o que configuraria a aplicação das normas como um problema de recurso comum de segunda ordem (Ostrom 1990). De fato, alguns estudos apontam a importância da punição de segunda ordem, ou seja, a punição aos indivíduos que deixam de punir para a efetiva implementação das normas (Janssen & Ostrom 2006b). Entretanto, há estudos que apontam a disposição de indivíduos de sacrificar algum grau de benefício próprio em prol de um resultado equilibrado entre as partes envolvidas em dilemas sociais, ou seja, colocando em cheque o estereótipo do *homo economicus* (Janssen & Ostrom 2006a). Subsidiamos nosso pressuposto com o fato de que as comunidades quilombolas reais são pequenas (média aproximada de 50 famílias) e nelas as pessoas normalmente sabem como as

[7] Céline Raimbert – Universidade de Paris 3 – Sorbonne Nouvelle – comunicação pessoal.

demais auferem renda e esperam que sigam as mesmas regras que lhe são impostas. Todavia, destacamos este pressuposto como um ponto interessante para a futuras implementações de melhorias e testes de variantes do modelo.

Como já mencionado, compararemos dois modelos distintos, caracterizados por arranjos institucionais diferentes, para avaliar o impacto destes diferentes sistemas sociais para a variável *estoque final*, que representa a população remanescente de palmito jussara após um determinado período de tempo.

O primeiro modelo – proibição estatal – simula o cenário em vigor, que consiste na exploração ilegal e depleção do palmito jussara, a despeito da proibição legal e da aplicação da lei pelo Estado. O segundo modelo – gestão comunitário da palmeira jussara – simula um cenário hipotético no qual a comunidade quilombola possui direitos de retirada e de gestão do recurso comum, porém incorre em custos de organização.

Apesar desta diferenciação, a definição de alguns atributos e de características dos agentes é comum a ambos os modelos. A seguir apresentaremos estes pontos, para então abordar as peculiaridades de cada cenário.

6.3.3 Definição dos agentes e de estrutura comum

No início de cada simulação:

1. Uma comunidade virtual é criada no formato de uma rede quadrada, contendo n agentes. Tendo em vista que o número médio de famílias em um território quilombola é de aproximadamente 50, adotaremos n= 49 para facilitar a criação da rede;
2. Cada agente *i* possui 8 vizinhos, sendo estes os 8 indivíduos mais próximos de *i*;
3. Cada indivíduo é aleatoriamente considerado infrator ou não-extrator;

4. Cada indivíduo possui os seguintes atributos:
    a. Uma taxa de desconto *d*, que representa a importância atribuída ao recurso no futuro, em comparação com o seu valor percebido no momento presente. Quanto maior o valor de *d*, menor a importância percebida na preservação do recurso para usufruto futuro. Quanto menor a taxa, maior é a propensão a se preservar o recurso para o futuro;
    b. Uma renda alternativa à extração do palmito jussara, denominada *RA*. Esta renda é advinda de atividades não extrativistas, tais como agricultura de subsistência, aposentadorias, programas governamentais de transferência de renda, salários, diárias recebidas por trabalho na roça de terceiros, entre outras). Tendo em vista que algumas famílias quilombolas auferem mais rendimentos de fontes alternativas ao palmito que outras, e que carecemos de dados a respeito da renda e da composição da renda das unidades domésticas, introduziremos heterogeneidade entres os agentes aplicando uma distribuição normal com:
        i. Média igual a R$ 600,00, valor médio aproximado da mediana dos rendimentos totais nominais mensais da zona rural dos municípios de Iporanga, Eldorado, Cananéia e Barra do Turvo (segundo levantamento da Fundação Cultural Palmares, estes são os municípios com maior número de comunidades quilombolas no Estado de São Paulo). Estes valores foram acessados na página do IBGE na internet, obtidos no Censo 2010;
        ii. Desvio padrão igual a R$ 150,00, valor estabelecido *ad hoc* em virtude da indisponibilidade de dados reais.

5. A unidade de tempo no qual as dinâmicas ocorrem é uma semana. A simulação será interrompida quando for atingido o período máximo *Tmax* de 2000 semanas, ou quando o recurso for extinto;
6. O *payoff* da extração *(PayoffExtraction)* equivale ao valor de R$ 300,00, pago por carga de palmito (Raimbert, C. 2012[8]);
7. Cada carga de palmito extraída e comercializada equivale ao corte de 300 árvores (aproximadamente 100 árvores por dia, em três dias de efetiva coleta por semana).

Neste momento, também é acessado o sistema ecológico, ou seja, a população inicial de palmito jussara e a sua dinâmica própria.

Alguns pressupostos adicionais foram utilizados para a construção do modelo, com fins de simplificação: não há variação no preço de uma carga de palmito ao longo do tempo, não há alteração no número total de agentes e não há efeitos de sazonalidade.

Vamos agora verificar os arranjos institucionais e as regras de interação e de tomada de decisão em cada um dos modelos.

6.3.4. Modelo de proibição estatal

Este modelo representa o cenário atual, de política pública de proibição à extração de palmito jussara na mata atlântica. A comunidade não possui direito de retirada e de gestão do recurso, porém a retirada ilegal ocorre e o estoque da palmeira na natureza continua diminuindo, apesar dos esforços governamentais para fiscalizar o cumprimeito da lei e punir os infratores. Nesta situação, consideramos as seguintes condições:

- Tendo em vista que a tomada de decisões, a fiscalização e a punição são atividades exclusivamente de um agente externo, o Estado, neste modelo os agentes não incorrem em custos de organização;
- Uma vez que a proibição da extração gerou um “tabu” na comunidade, sobre o qual pouco se fala mas muitos fazem,

[8] Céline Raimbert – Universidade de Paris 3 – Sorbonne Nouvelle – comunicação pessoal.

consideraremos que neste cenário inexiste uma pressão dos pares (*peer-pressure*) para que a obediência à norma seja assegurada. Pelo contrário, a observação de vizinhos extraindo e não sendo punidos gera um sentimento de impunidade e um incentivo (maior propensão) para que o agente também extraia ilegalmente;

- A punição imposta pelo Estado aos infratores depende de uma probabilidade destes serem flagrados pela polícia ambiental. Aqui, esta probabilidade será representada pelo parâmetro ρ;
- Quando os infratores são flagrados, a eles é imposta uma multa, representada no modelo pelo parâmetro λ. Entretanto, esta multa é compartilhada por todos os membros da comunidade: esta regra, estranha à primeira vista, representa o que ocorre na realidade, pois a associação dos moradores pode assumir tais custos, enquanto que as unidades domésticas não dispõem de recursos para pagar as multas por conta própria;

A figura 7 ilustra a dinâmica do sistema sócio-ecológico sob as condições deste modelo.

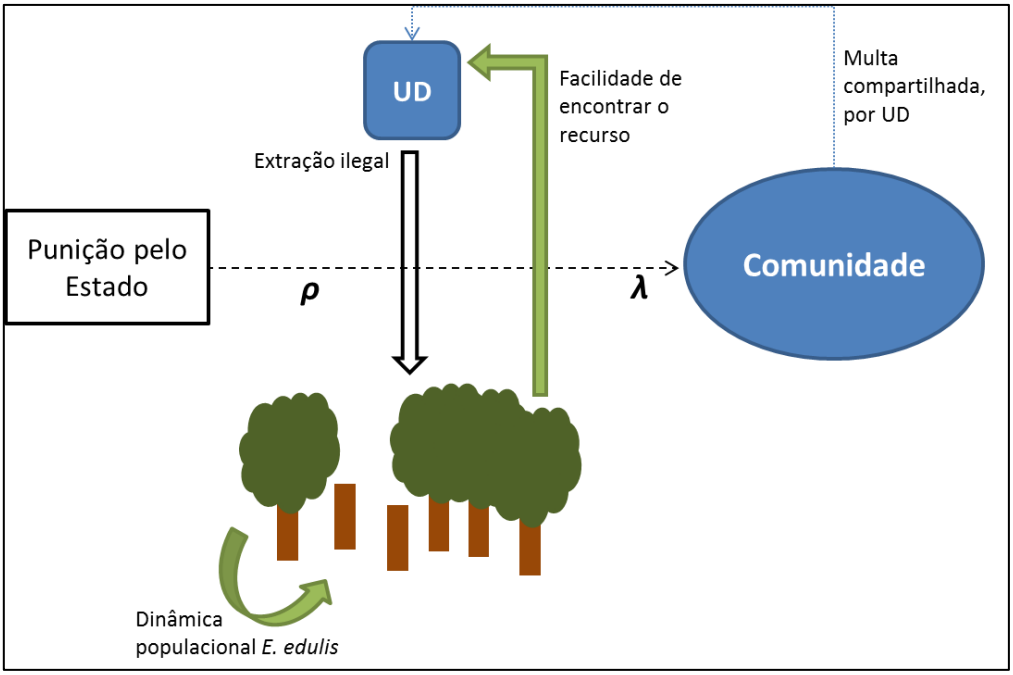

Figura 7 - Ilustração do modelo de proibição estatal de exploração do E. edulis.

Neste modelo, a função payoff dos agentes é:

$$PayoffTotal_i = [PayoffExtraction * (1+nvz/8)] * ease * (1+d_i) – sharedfines – RA_i,$$

onde:

- *nvz* é o número de vizinhos que extraem o palmito ilegalmente. A relação desta variável com o *payoff* da extração representa a tentação de extrair o palmito ilegalmente, quando os seus vizinhos o fazem: quanto mais vizinhos cortam, mais propenso fica o agente a também cortar;
- *ease* é a variável que representa a facilidade de se encontrar o recurso na natureza, e corresponde à fração entre o estoque de palmito disponível no período t e o estoque inicial do recurso (considerando apenas a população de palmito com mais de 60mm de DAS, ou seja, aquelas árvores pertencentes às classes 6 e 7 de nosso sistema ecológico). A variável *ease* constitui a influência que o sistema ecológico exerce sobre o sistema social;
- *sharedfines* é o total de multas aplicadas, dividido pelo número de agentes.

As relações expressas na função payoff total implicam que:

1. quanto menor for o valor da variável *ease*, mais escasso encontra-se o recurso, maior a dificuldade de acesso ao mesmo e, portanto, menor é o resultado da função *payoff total* da extração;
2. quanto maior for o valor atribuído ao recurso no futuro, ou seja, quanto menor for a taxa de desconto *d*, menor é o resultado da função *payoff total*, o que representa uma menor propensão para a retirada do recurso no momento presente;
3. quanto maior a quantidade de multas recebidas pelos infratores (e então compartilhadas com todos os membros da comunidade), menor é o incentivo para que a extração ocorra;
4. quanto maior for a renda recebida de fontes alternativas à extração do palmito pela unidade doméstica (RA_i), menos

dependente da extração ilegal é o agente e, portanto, menor a sua propensão a retirar o recurso. É importante destacar que a extração do palmito jussara ocorre em condições insalubres e que uma fonte alternativa de renda é sempre preferível pelas unidades domésticas quilombolas à extração da palmeira (Raimbert, C. 2012[9]).

Se o resultado da função $PayoffTotal_i$ for um número não-positivo, o agente *i* toma a decisão de não extrair o recurso. Caso contrário, a retirada ilegal do palmito é realizada. O mesmo processo decisório é repetido para o próximo agente até que todos tenham tomado as suas decisões.

Uma vez que todos os agentes da comunidade tenham decidido sobre a extração ou não do palmito naquele período t, a população do palmito jussara é atualizada, subtraindo-se o vetor populacional V^t pelo vetor da extração V_{ext}^t. A variável *ease* também é atualizada para o período seguinte.

6.3.5. Modelo de gestão comunitária

No segundo modelo, de gestão comunitária do recurso, a comunidade estabelece as suas normas e é responsável pela supervisão de seus membros. Neste cenário, a tomada de decisão de um agente é fortemente influenciada pela sua vizinhança, e variáveis-chave como pressão de pares (*peer pressure*) e custos de organização (*management costs*) surgem e são afetadas por esta interação. Temos, então, as seguintes condições:

- agentes não-extratores podem exercer peer-pressure e punir infratores, dependendo de uma probabilidade φ de serem agentes engajados;
- os indivíduos engajados possuem, entretanto, uma margem de tolerância, que precisa ser ao menos igualado para que este indivíduo comece a agir (se engajar nos processos de tomada de decisão, fiscalização e punição). Esta margem de tolerância é

[9] Céline Raimbert – Universidade de Paris 3 – Sorbonne Nouvelle – comunicação pessoal.

representada pela variável γ e indica o número de vizinhos infratores que o agente engajado considera intolerável. Desta forma, quanto menor o valor de γ (que varia de 0 a 8), menor o número de vizinhos infratores que um indivíduo engajado pode tolerar e, portanto, maior o nível de *peer-pressure*;

- Quando um agente engajado não tolera o comportamento de sua vizinhança infratora, ele age e incorre em custos de organização (*managementcost*), que representa o esforço envolvido no processo de tomada de decisão coletiva, fiscalização do cumprimento das normas e aplicação de punições.
    - Apesar deste custo de organização ser um componente subjetivo, consideraremos que um agente poderá sacrificar, no máximo, um dia de sua semana para estas atividades inerentes à gestão do recurso. Tendo em vista que o valor de uma diária de trabalho na roça de terceiros é de R$ 40,00 (Raimbert, C. 2012[10]), assumiremos este número como o valor máximo para a variável *managementcost*;
    - O valor associado ao custo de organização varia comforme a proporção de vizinhos infratores sobre o total de vizinhos, ou seja, o valor integral de R$ 40,00 é aplicado somente quando o agente engajado está cercado por 8 vizinhos extratores.
- Indivíduos infratores podem receber punições, dependendo do número de agentes não-extratores presentes em sua vizinhança, e na probabilidade φ de que estes sejam indivíduos engajados. Quanto maior o número de vizinhos não-extratores, portanto, maior é a punição recebida ($Punishments_i$)
    - Novamente, nos confrontamos com a dificuldade de estabelecer um valor para uma variável hipotética. Consideraremos que o valor máximo possível para a punição é o valor da própria carga de palmito (R$300,00);

[10] Céline Raimbert – Universidade de Paris 3 – Sorbonne Nouvelle – comunicação pessoal.

- Valor máximo, entretanto, é ponderado pela proporção de indivíduos engajados presentes na vizinhança do agente infrator, sobre o total de vizinhos.

O modelo de gestão comunitária é ilustrado na figura 8.

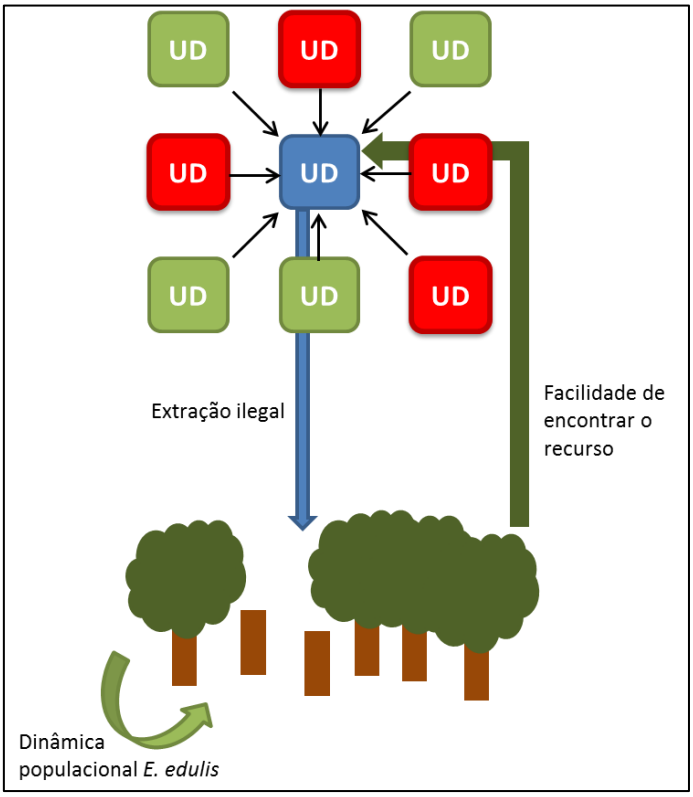

Figura 8 - Ilustração do modelo hipotético de gestão comunitária do E. edulis.

Para tomar a decisão de extrair ou não, um agente *i* avalia o payoff da extração, a pressão dos pares, os custos de organização, a taxa de desconto, a facilidade de encontrar o recurso, e sua renda alternativa. A função *payoff total* neste modelo é a seguinte:

$$PayoffTotal_i = (PayoffExtraction - Punishments_i) * ease * (1+d_i) + managementcost_i - RA_i.$$

Uma das principais diferenças deste modelo para o primeiro, é a presença da variável custo de organização (*managementcost*$_i$), que participa como uma adição na função *payoff total*. Esta relação significa que quanto

maior for o custo de organização que um agente engajado precisa assumir, mais difícil fica para ele sustentar a gestão do recurso compartilhado, e mais propenso ele fica a desistir do esforço assumido e a se tornar também um extrator.

Finalmente, a variável $Punishments_i$ diminui o payoff da extração, desincentivando a retirada do palmito.

Como no primeiro modelo, se o da função *payoff total* for positivo, o agente decide extrair. Caso contrário, a retirada não ocorre. Os passos subsequentes de atualização da população de palmito jussara e da variável que exprime a facilidade de encontrar o recurso na natureza também são realizados conforme descrito no modelo de proibição estatal.

A seguir, testaremos o modelo de proibição estatal para diferentes combinações de ρ e λ, e o modelo de gestão comunitária para diferentes valores de φ e γ. Diferentes níveis de taxas de desconto também serão testadas.

Nossa variável final de interesse, que orientará nossa comparação, é o estoque final, remanescente, de palmeira jussara. Com o objetivo de minimizar a influência do acaso nos resultados, para cada par ordenado testado foram realizadas 50 simulações, sendo o resultado final obtido igual a média do resultado destas simulações. Ademais, o estoque final de palmito jussara obtido em cada simulação é a média da população nos últimos 300 períodos.

7. Resultados e Discussão

Com o objetivo de estender a comparação entre o cenário de proibição de exploração do palmito jussara com o modelo hipotético de gestão comunitária do recurso, fizemos as simulações para diferentes taxas de desconto, representando diferentes níveis de pressão de exploração sobre o recurso. Esta taxa de desconto é o modelo mais subjetivo e de difícil mensuração do modelo, e certamente também é uma variável de distribuição heterogênea entre os agentes. Entretanto, neste momento consideramos a taxa de desconto homogênea para todos os agentes e avaliamos o seu impacto de forma agregada para o resultado do sistema. Desta forma, testaremos os dois modelos para taxas de desconto iguais a zero, 0,2 e 0,9.

7.3. Taxa de desconto *d* igual a zero

Na primeira comparação, simulamos os dois modelos considerando a taxa de desconto igual a zero, ou seja, o valor percebido do recurso no futuro é o mesmo valor percebido no presente. Este é o cenário mais favorável à preservação do recurso. As figuras a seguir ilustram o nível final de estoque de palmito jussara (apenas as árvores com mais de 60mm de DAS), após 2000 iterações.

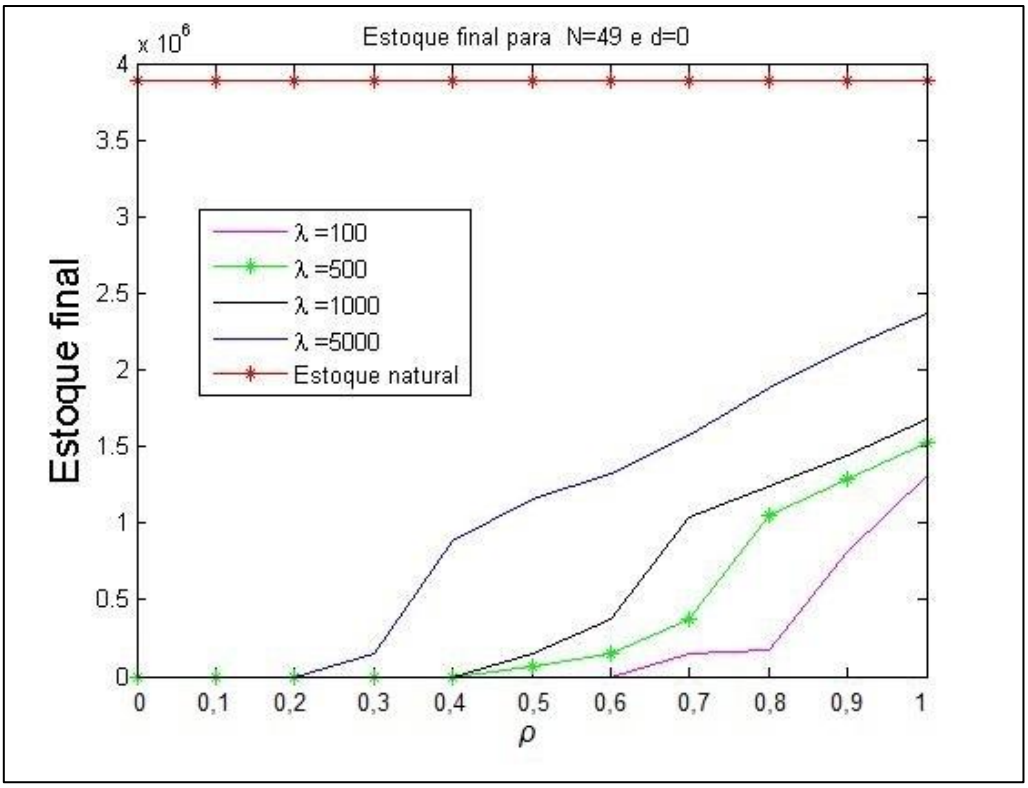

Figura 9 - Estoque final de palmito (proibição estatal), variando a probabilidade de flagrante pelo Estado (ρ) e o nível de punição aplicada (λ), quando d=0. Tmax = 2000, N=49, 3500ha.

Podemos visualizar na Figura 9 a grande diferença entre o estoque natural (representada pela linha vermelha com asterisco), que é o estoque final de palmeira jussara quando não há extração, e o estoque final obtido em todas as combinações de ρ e λ. Quando a probabilidade de ser autuado em flagrante pelo Estado é baixa (10% e 20%), observamos que há um forte incentivo para a atividade extrativista, independentemente do nível de punição aplicável, que leva o recurso à extinção.

Quando a chance de ser pego pela polícia é de 30%, apenas uma punição severa, de R$ 5.000,00, é capaz de dissuadir os agentes, em algum grau, da extração ilegal. Conforme cresce a probabilidade de flagrante, podemos verificar que o nível das punições mantém esta lógica: uma punição maior levará a um estoque final também maior.

Podemos observar, entretanto, que mesmo quando há certeza de que o extrator será pêgo ρ = 1 e a pena máxima é aplicada λ = 5.000, a população final de palmito fica bem aquém da população natural que ocorreria sem a

extração. Isto ocorre porque as multas aplicadas não são assumidas integralmente pelo indivíduo que a recebeu; ao contrário, esta multa é dividida entre todos os membros da comunidade, ou seja, há individualização dos ganhos e compartilhamento das perdas, gerando incentivos à continuidade da atividade ilegal.

Os resultados apresentados por este modelo estão alinhados com a afirmação de Ostrom (1990, 2001) de que, mais importante que a severidade da sanção, é a certeza da punição. Tendo em vista que, no mundo real, a proporção de flagrantes efetuados pela polícia ambiental é pequena, podemos avaliar que, neste cenário, a tendência da população de palmito é ser reduzida até a sua extinção, o que é compatível com a verificação empírica de desaparecimento da espécie em diversas localidades do Vale do Ribeira (Romeiro & Barcia 1996). Em outras palavras, podemos verificar uma Tragédia dos Comuns em curso, mesmo quando a taxa de desconto é zero.

Ao analisarmos os resultados da simulação efetuada no modelo de gestão comunitária para a mesma taxa de desconto temos, entretanto, um cenário bastante diferente.

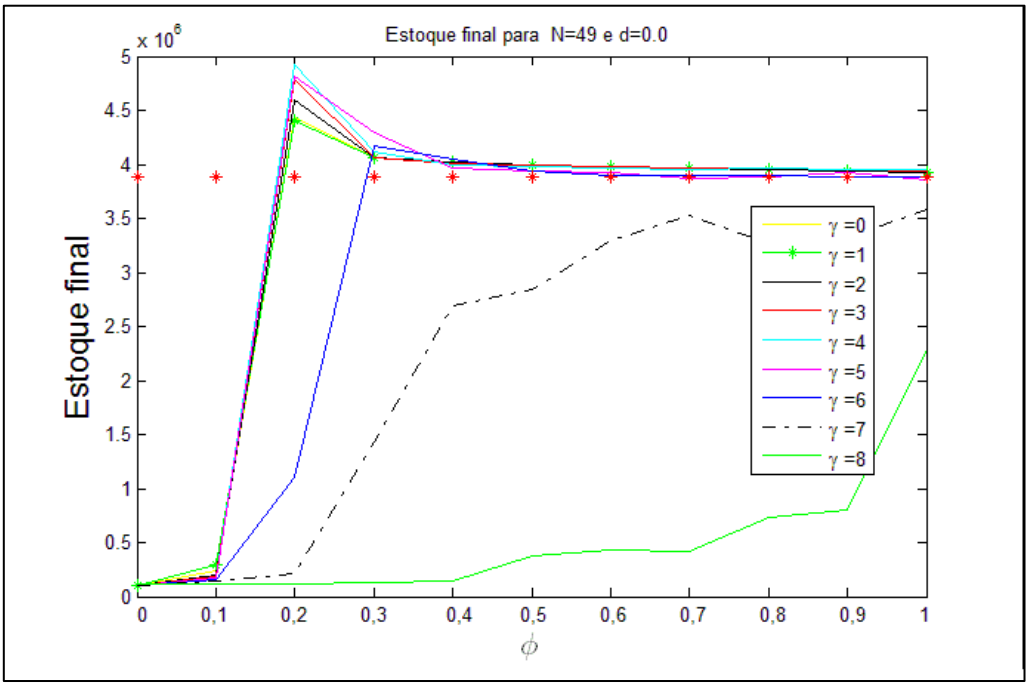

Figura 10 - Estoque final de palmito (gestão comunitária), variando a proporção de indivíduos engajados dentre os não-extratores (ϕ) e o nível de peer-pressure (γ), quando d=0. Tmax = 2000, N=49, 3500ha.

Verificamos no modelo de gestão comunitária que (Figura 10), com 20% de indivíduos engajados dentre o total de não extratores (φ), já foi possível alcançar uma população final de palmito muito alta, mesmo para níveis razoáveis de *peer-pressure* (γ). Vale aqui lembrar que, quanto maior o valor de γ, maior a quantidade de vizinhos infratores que um indivíduo engajado tolera e, portanto, menor o *peer-pressure*.

Quando φ é muito baixo (zero ou 10% dos não-infratores), a taxa de extração é superior à capacidade de regeneração do recurso, o que leva a um resultado de extinção, ou de população bastante reduzida. Entretanto, quando φ = 20% algo interessante ocorre (para γ de 0 a 5): a taxa de extração é reduzida, porém permanece em um nível que favorece a recomposição da população, resultando em uma população final superior àquela que ocorreria sem nenhum corte. Isto ocorre em virtude da dependência da densidade populacional para a sobrevivência das plantas mais jovens de palmito, bem como pelo impacto negativo que os adultos exercem no desenvolvimento das plântulas. A partir de φ = 30%, porém, a taxa de extração cai cada vez mais e a população final acaba se aproximando daquela que ocorreria sem extração.

Neste ponto, quando a taxa de desconto é igual a zero, podemos concluir que para níveis de *peer-pressure* de médio a alto (0 a 5), se há pelo menos 20% de indivíduos engajados dentre os não-extratores, seria possível estabelecer uma quota global de retirada de palmito que, não apenas contribuiria na formação da renda das famílias quilombolas, mas também contribuiria para o crescimento populacional da palmeira jussara.

Quando a tolerância é alta (*peer-pressure* baixo, γ acima de 6), é necessária uma proporção crescente de indivíduos engajados para que a gestão comunitária surta efeito para a preservação do palmito.

7.4. Taxa de desconto *d* igual a 0,2

Ao variarmos a taxa de desconto para 0,2, criamos nos agentes de nossa simulação uma propensão para o consumo presente dos recursos, em vez de poupá-los para consumo futuro. Quando simulamos o cenário de

proibição da extração adicionando esta proporção ao corte imediato, obtemos os resultados exibidos na Figura 11, abaixo.

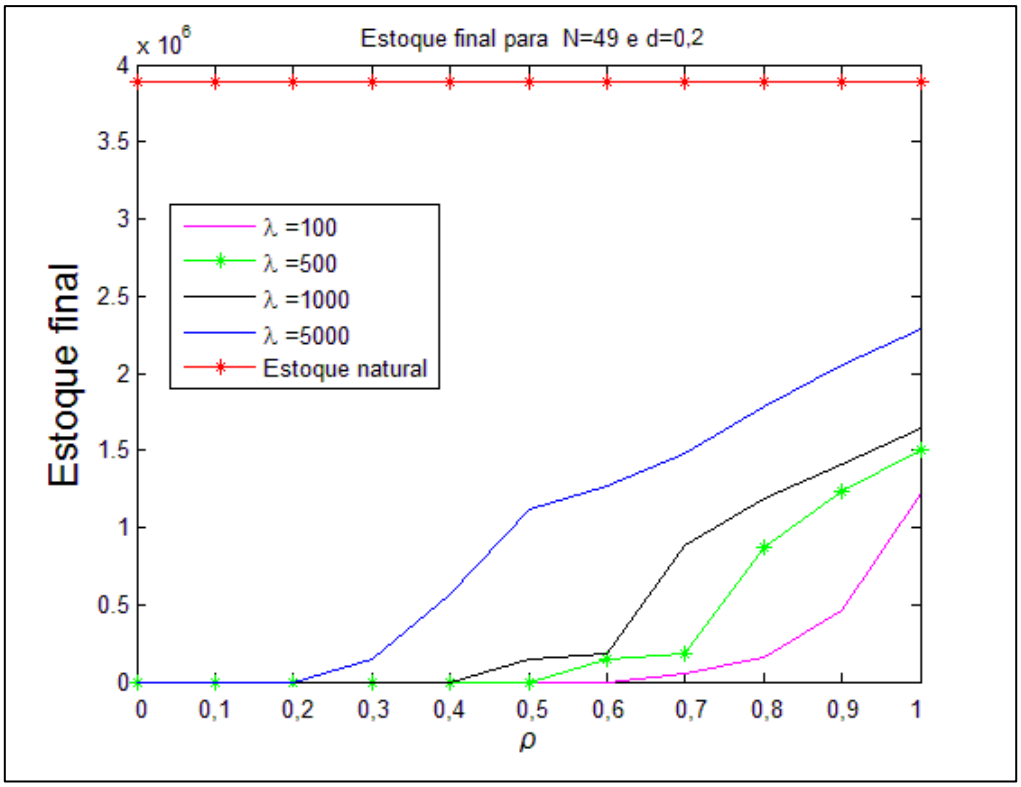

Figura 11 - Estoque final de palmito (proibição estatal), variando a probabilidade de flagrante pelo Estado (ρ) e o nível de punição aplicada (λ), quando d=0,2. Tmax = 2000, N=49, 3500ha.

Esta figura ilustra resultados muito parecidos com os exibidos quando a taxa de desconto era zero, podendo ser interpretada da mesma maneira. Vemos, entretanto, um leve deslocamento das linhas para a direita. Tal comportamento reflete o fato de que, quando há maior pressão para o corte imediato, os indivíduos aceitam tomar mais riscos, ou seja, demandam uma probabilidade de punição maior para mudar o seu comportamento. Novamente, quanto menor é o nível de punição, maior precisa ser a probabilidade de punição para que surja algum efeito.

Da mesma forma, quando avaliamos os resultados do modelo de gestão comunitária considerando d=0,2, observamos resultados similares aos observados anteriormente.

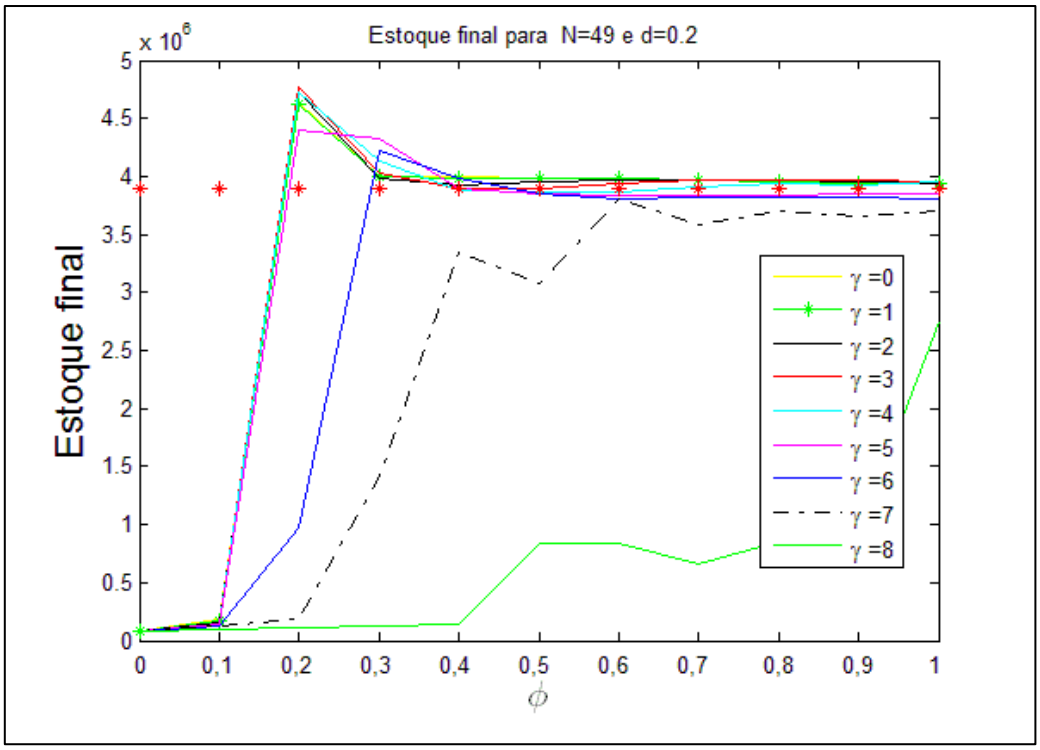

Figura 12 - Estoque final de palmito (gestão comunitária), variando a proporção de indivíduos engajados dentre os não-extratores (ϕ) e o nível de peer-pressure (γ), quando d=0,2. Tmax = 2000, N=49, 3500ha.

Na Figura 12 vemos um leve declínio na população final quando φ varia de 0,4 a 1, e γ fica abaixo de 6, em especial para os parâmetros 5 e 6. Entretanto, a margem de ação para a criação de regras de manejo comunitário continua grande. Podemos visualizar de uma forma diferente, no diagrama abaixo, as possíveis situações em que seria possível estabelecer uma quota global para retirada.

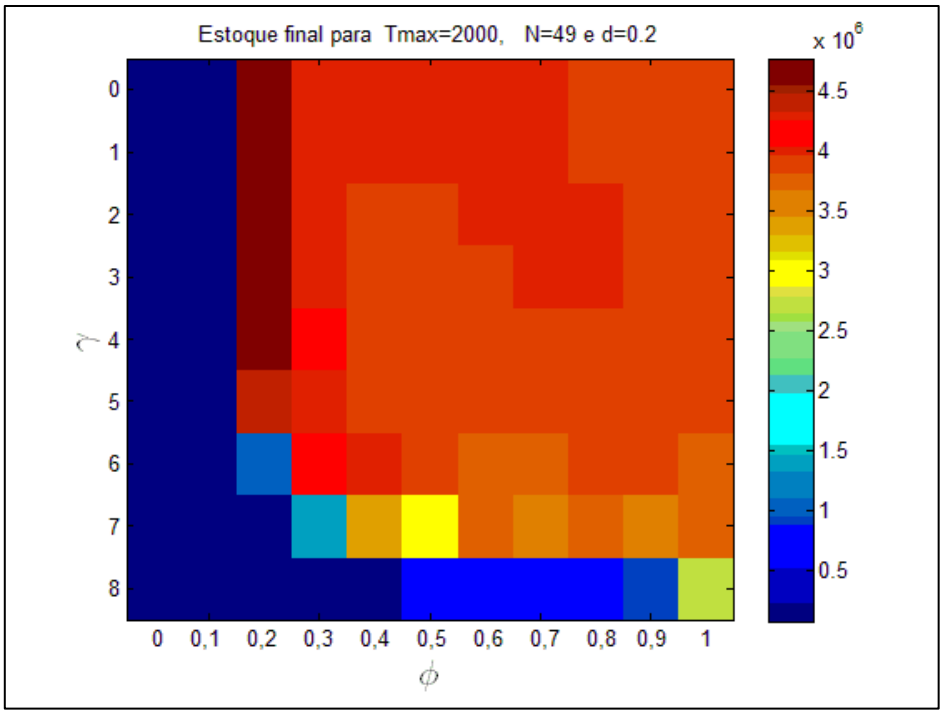

Figura 13 - Diagrama do estoque final de palmito (gestão comunitária), variando a proporção de indivíduos engajados dentre os não-extratores (ϕ) e o nível de peer-pressure (γ), quando d=0,2. Tmax = 2000, N=49, 3500ha.

No diagrama da Figura 13, as áreas em vermelho e laranja escuros representam as combinações mais propícias para o estabelecimento de regras de manejo, visto que são os cenários onde há melhor desempenho do estoque final de palmito. Como vimos anteriormente, o estabelecimento de uma quota de retirada pode facilitar a recomposição da população para níveis acima da população natural.

Esta figura também possibilita visualizar melhor a transição de fases que ocorre quando a proporção de pessoas engajadas passa de 10% para 20%: podemos interpretar esta transição como representando o fato de que este sistema sócio-ecológico, quando carece de pessoas engajadas, está fadado a evoluir para um resultado ruim do ponto de vista da preservação ambiental.

7.5. Taxa de desconto *d* igual a 0,9

Finalmente, realizamos a comparação entre o modelo de proibição à exploração do palmito jussara com o modelo de gestão pela comunidade,

quando a taxa de desconto é igual a 0,9, ou seja, quando aumenta ainda mais a pressão para a extração imediata do recurso.

No modelo de proibição estatal podemos observar mais claramente a migração das curvas para a direita, ou seja, a maior aceitação ao risco:

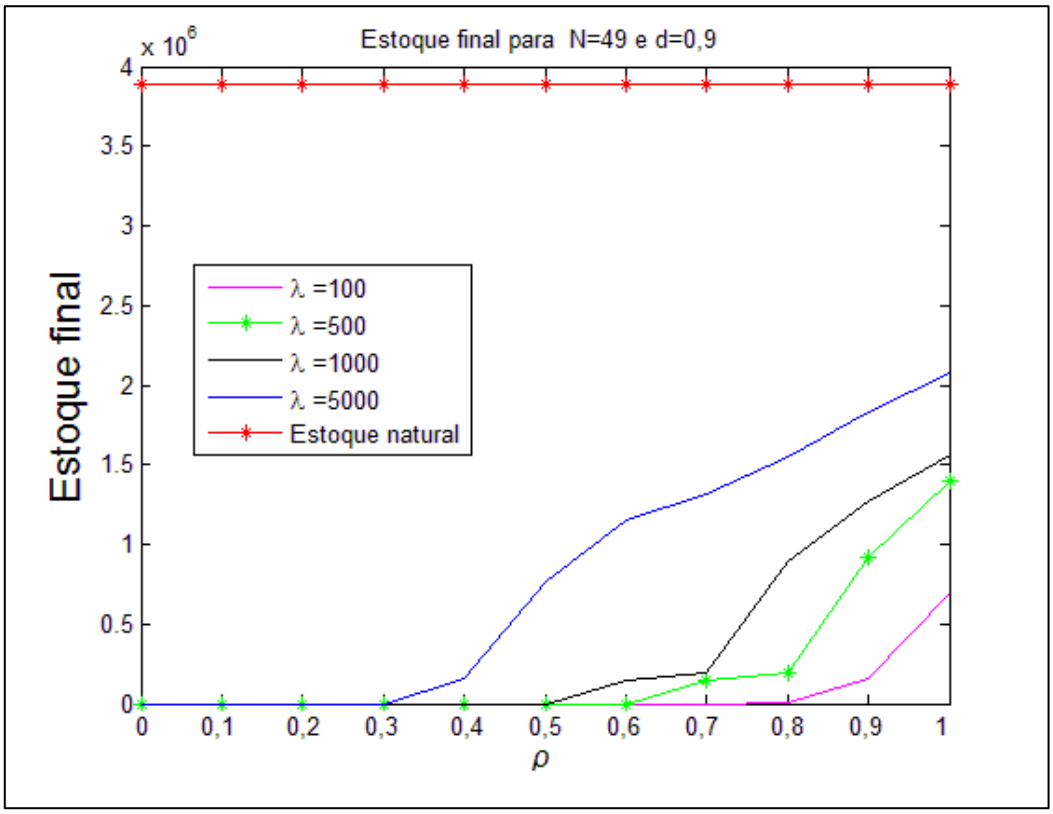

Figura 14 - Estoque final de palmito (proibição estatal), variando a probabilidade de flagrante pelo Estado (ρ) e o nível de punição aplicada (λ), quando d=0,9. Tmax = 2000, N=49, 3500ha.

Se, quando a taxa de desconto era 0 ou 0,2, era necessária uma probabilidade de flagrante de 30% para que um nível de punição de R$ 5.000,00 surtisse algum efeito, quando a taxa passou para 0,9 a probabilidade de flagrante necessária para que alguns agentes mudassem de comportamento foi para 40%. Quando a punição é de R$ 100,00, apenas um ρ igual ou superior a 90% pode preservar algum nível de população de palmito, mesmo assim em um patamar muito inferior à população natural.

Ao compararmos com os resultados obtidos no cenário hipotético de gestão comunitária, novamente podemos verificar a superioridade destes.

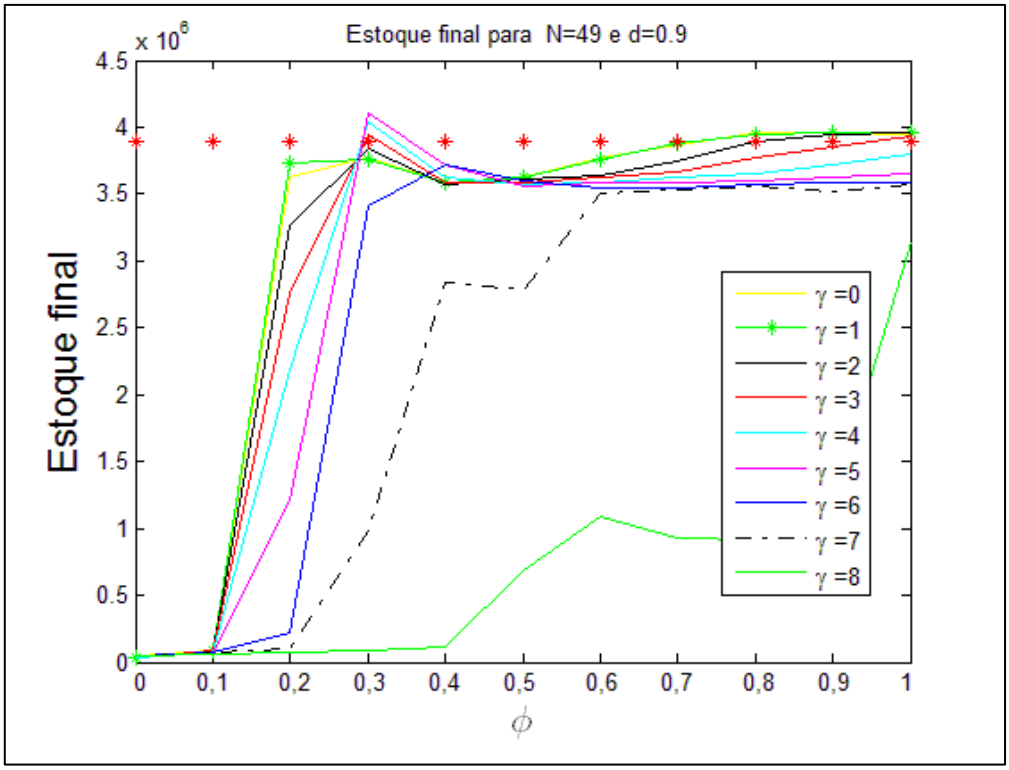

Figura 15 - Estoque final de palmito (gestão comunitária), variando a proporção de indivíduos engajados dentre os não-extratores (ϕ) e o nível de peer-pressure (γ), quando d=0,9. Tmax = 2000, N=49, 3500ha.

Assim como ocorreu no modelo de proibição, a Figura 15 ilustra uma migração das linhas de estoque final para a direita e para baixo, indicando que é necessária uma proporção crescente de indivíduos engajados na comunidade para sustentar um resultado biológico bom. Podemos verificar o deslocamento do pico da conservação, aquela na qual a quantidade extraída acaba por favorecer a expansão do estoque de palmito, para a proporção φ = 30%. Ao mesmo tempo, podemos notar que a população final de palmito jussara para γ <= 6 e φ >= 40% geralmente termina em um nível inferior à população natural, porém permanece em um patamar elevado.

Podemos ver no diagrama da Figura 16 que o espaço propício para o estabelecimento de um programa comunitário de gestão do recurso é menor do que quando a taxa de desconto é igual a 0,2, porém ainda oferece diversas possibilidades mesmo para níveis razoáveis de φ e γ.

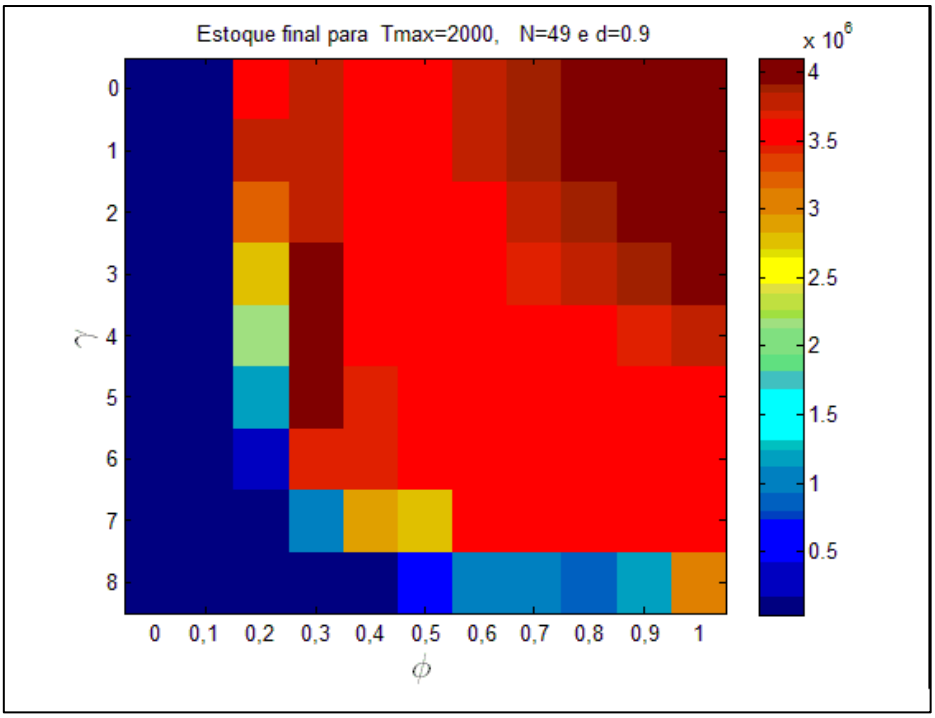

Figura 16 - Diagrama do estoque final de palmito (gestão comunitária), variando a proporção de indivíduos engajados dentre os não-extratores (ϕ) e o nível de peer-pressure (γ), quando d=0,9. Tmax = 2000, N=49, 3500ha.

7.6. Conclusão

A modelagem baseada em agentes feita para os cenários de proibição de extração e de gestão comunitária buscou reconstruir virtualmente e simular dois sistemas sócio-ecológicos quilombolas-*Euterpe edulis*, um real e um outro hipotético. Foram utilizados dados empíricos como *input* (entrada) para os modelos e, no caso do modelo de proibição, foi possível verificar que o resultado agregado correspondeu com aquele verificado na natureza, satisfazendo, para a maioria das variáveis, as sugestões de Berger (2001) de calibração nos níveis micro e macro. Além disso, a estrutura dos modelos foi feita com base em informações e percepções obtidas por pesquisadores em campo e acumuladas ao longo de anos de interação com as comunidades quilombolas. Finalmente, ambos os modelos capturam relações descritas na teoria sobre recursos comuns.

Em nosso modelo de proibição estatal, quando o grupo de usuários do recurso é completamente distinto da entidade que formula as normas, fiscaliza e pune, verificamos que, independente da taxa de desconto, existe uma forte

pressão de exploração em razão do benefício econômico da atividade ilegal em relação a fontes alternativas de renda. Esta pressão diminui um pouco quando se eleva a probabilidade de flagrante pela polícia ambiental a níveis não condizentes com a realidade (no mínimo igual a 30% de chance de ser pego). Ainda assim, o resultado final da população do palmito ficaria em níveis muito inferiores ao observado na natureza. Isto também significa que o nível de punição estabelecido é de pouca importância, visto que só passa a influenciar a decisão dos agentes quando a probabilidade de ser pego é alta, ou seja, como afirma Ostrom (1990, 2001), a certeza da punição é mais importante do que a severidade das sanções.

Verificamos que, neste cenário, e para probabilidades realistas de ser autuado em flagrante (inferior a 20%), os agentes possuem um forte incentivo para sobre-explorar o palmito, levando o recurso à sua exaustão. Contribui para este incentivo o fato de que as punições são compartilhadas com terceiros, enquanto que o benefício da apropriação é aborvido de forma individual. Podemos afirmar, nestes casos, que foi observada a Tragédia dos Comuns.

Por outro lado, o modelo hipotético de gestão comunitária do palmito jussara, no qual há sobreposição entre os usuários do recurso e os indivíduos que tomam as decisões, monitoram e punem, apresentou resultados mais promissores. Para todas as taxas de desconto foi possível observar que o nível final de palmito atinge níveis ótimos, até superiores ao que seria observado se não houvesse nenhuma extração, para proporções de agentes engajados relativamente baixos (a partir de 20%). Tendo em vista que tais agentes são vários e estão espalhados na rede de unidades domésticas, pode-se argumentar que conseguem, desta forma, aplicar uma punição a seus pares infratores maior do que aquela aplicada por uma entidade externa e, não raro, única (equipe policial).

Tendo em vista que a própria dinâmica populacional da palmeira jussara implica que o seu crescimento é favorecido quando ocorre algum grau de extração e que, para diversas combinações de proporção de engajados e níveis de tolerância, o estoque final do recurso resultou próximo àquele que

seria obtido em florestas bem conservadas (em determinadas condições, até superior), podemos inferir que é possível determinar uma quota de extração global para a comunidade que não apenas constituiria uma fonte de renda legal para as unidades domésticas, mas também contribuiria para a manutenção do estoque de palmito em níveis elevados no território. Desta forma, por meio da modelagem baseada em agentes, conseguimos dar suporte à nossa hipótese, de que a flexibilização das normas atuais para a exploração do palmito jussara na mata atlântica seria mais eficaz do ponto de vista social e ecológico, para a preservação da espécie.

Por fim, é fundamental destacar que este trabalho visou simular o sistema sócio-ecológico em diversos cenários e para diversos parâmetros com o objetivo de verificar em quais circunstâncias há maiores possibilidades de se implantar um novo arranjo institucional. Não estamos sugerindo, e muito menos prescrevendo, regras e parâmetros que devessem ser adotados no mundo real. Se o fizéssemos, estaríamos incorrendo no mesmo erro da gestão estatal, distante e baseada em informações ruins e incompletas.

Acreditamos que o espírito deste trabalho, em linha com o espírito de toda a teoria sobre recursos comuns atual, é encorajar os formuladores de políticas públicas a reformular políticas fracassadas e não só permitir, mas também incentivar e garantir que a tomada de decisões sobre a gestão de um recurso comum seja feita por aqueles indivíduos mais diretamente afetados por estas decisões.

7.7. Sugestões para trabalhos futuros

Uma das vantagens da modelagem baseada em agentes é a facilidade com a qual se consegue mudar parâmetros e realizar adaptações para acompanhar novas variáveis e testar novas hipóteses.

Neste sentido, podemos deixar como sugestão para trabalhos futuros:

- Adaptar o modelo para outros padrões de interação entre os agentes: neste trabalho utilizamos uma rede quadrada com 8 vizinhos, mas novos formatos e novas vizinhanças podem ser

utilizadas e/ou verificadas quanto ao seu impacto para o resultado final;

- Introduzir novas regras de tomada de decisão, ou sofisticação das já previstas;
- Analisar a robustez do sistema sócio-ecológico, testando-o contra choques externos e variação de parâmetros internos (por exemplo, variação no preço do palmito, queda brusca na renda alternativa, migrações, novas tecnologias de extração e de fiscalização, desigualdade de renda, entre outras);
- Introduzir uma dinâmica de interação de segundo nível de entre os agentes, modelando processos de formulação de novas normas pelos mesmos;
- Introduzir processos de aprendizagem: imitação, inovação, comparação social, repetição e heurística;
- Introduzir uma dinâmica espacial do palmito, ou seja, ver o comportamento do mesmo no território;
- Aperfeiçoar e introduzir heterogeneidade na atribuição das taxas de desconto que, neste trabalho, foram consideradas homogêneas para todos os agentes. Trata-se da variável mais subjetiva neste modelo, e um trabalho mais aprofundado sobre como as unidades domésticas avaliam a relação entre os valores futuro e presente do recurso certamente contribuiria para enriquecer o modelo;
- Aperfeiçoar a utilização da variável de facilidade de acesso ao recurso, visto que também é possível entender que esta varia de uma unidade doméstica para outra;
- Enriquecer as características das familias com dados mais precisos de renda, e testar variáveis demográficas intra-familiares no processo de tomada de decisão.

8. Bibliografia

Adams C. et al. Diversifying incomes and losing landscape complexity in Quilombola shifting cultivation communities in the Atlantic Rainforest (Brazil). In Human Ecology (2013) 41:119-137

Agrawal A. Common property institutions and sustainable governance of resources. World Development Vol 29, nº10, pp. 1649-1672, 2001.

Anderies JM, Janssen MA, Ostrom E. A framework to analyze the robustness of social-ecological systems from an institutional perspective. In Ecology and Society v.9(1):18. 2004. http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss1/art18

Barroso RM, Reis A, Hanazaki, N. Etnoecologia e etnobotânica da palmeira jussara (*Euterpe edulis* Martius) em comunidades quilombolas do Vale do Ribeira, São Paulo. In Acta bot. Bras. 24(2): 518-528. 2010

Berger T. Agent-based spatial models applied to agriculture: a simulation tool for technology diffusion, resource use changes and policy analysis. In Agricultural Economics 25 (2001): 245-260

Berger T, Schereinemachers P. Creating Agents and Landscapes for Multi-agent Systems from Random Samples. Ecology and Society, v. 11, n. 2, p. 19. 2006. http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/2006

Berger T, Schereinemachers P, Woelcke J. Multi-agent simulation for the targeting of development policies in less-favored areas. In Agricultural Systems 88 (2006) 28-43.

Berkes F. From community-based resource management to complex systems: the scale issue and marine commons. In Ecology and Society, v.11(1):45. 2006. http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art45

Brandon, K. et al. Challenges and opportunities in Brazilian conservation. In Conservation Biology, v. 19, n.3, pp. 595-600. 2005.

BRASIL. Lei 12.651, de 25 de maio de 2012, Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, 28.05.2012.

BRASIL. Lei 11.428, de 22 de dezembro de 2006, Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, 26.12.2006.

BRASIL. Lei 9.985, de 18 de julho de 2000, Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, 19.07.2000.

BRASIL. Lei 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do

Brasil, 13.02.1998, retificado no Diário Oficial da República Federativa do Brasil, 17.02.1998.

BRASIL. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado Federal.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instrução Normativa 6, de 23 de setembro de 2008.

Burke BE. Hardin Revisited: A critical look at perception and the logic of the commons. Human Ecology, v. 29, No. 4, 2001.

Deadman PJ, Schlager E, Gimblett T. – Simulating common pool resource management experiments with adaptive agents employing alternate communication routines. In Journal of Artificial Societies and Social Simulation Vol. 3 , nº2. 2000

Dietz T, Ostrom E, Stern PC. The struggle to govern the commons. In Science, vol. 302, pp. 1907-1912. 2003.

Favreto R, Mello RSP, Baptista LRM. Growth of *Euterpe edulis* Mart. (Aracaceae) under forest and agroforestry in southern Brazil. In Agroforest Syst (2010) 80: 303-313. 2010.

Ferraro PJ, Hanauer MM, Sims KRE. Conditions associated with protected area success in conservation and poverty reduction. In PNAS, v. 108, n.34, pp.13913-13918. 2011.

Galetti M, Fernandez JC. Palm heart harvesting in the Brazilian Atlantic Forest: changes in the industry structure and the illegal trade. Journal of Applied Ecology, 35, pp.294-301. 1998.

Hardin G. The tragedy of the commons. Science, Vol. 162, pp. 1243-1248. 1968.

INCRA - Relatório de Títulos Expedidos às Comunidades Quilombolas http://www.incra.gov.br/index.php/estrutura-fundiaria/quilombolas/file/108-titulos-expedidos-as-comunidades-quilombolas ; acesso em 26/08/2013

Instituto Socioambiental – Agenda Socioambiental de Comunidades Quilombolas do Vale do Ribeira. São Paulo, 2008.

ITESP – Relatório Técnico-científico sobre a comunidade de quilombo de André Lopes, localizada no Município de Eldorado no Vale do Ribeira-SP. ITESP, Secretaria de Justiça e da Defesa da Cidadania. Outubro 2000

Janssen MA, Ostrom E. Empirically based, agent-based models. In Ecology and Society, v.11(2):37. 2006. http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art37

Janssen MA, Ostrom E. Governing social-ecological systems. In: Tesfatsion L.; Judd KL. – Handbook of computational economics, Vol. 2. Ed. Elsevier, 2006.

Jansses MA. Introducing ecological dynamics into CPR experiments. Ecology ans Society 15 (2):7. 2010

Lee M. Institutional analysis, public policy and the possibility of collective action in common pool resources: a dynamic game-theoretic approach. Tese de doutorado em Filosofia em Ciência Política, Universidade de Indiana, Estados Unidos. 1994.

Mankiw NG. **Introdução à economia: princípios de micro e macroeconomia**. Ed. Elsevier, 2ª edição, 2001.

Ostrom E. Governing the commons: the evolution for institutions for collective action. Cambridge University Press, 1990, New York.

Ostrom E. Reformulating the commons. In: Burger, J. et. al. – Protecting the commons: a framework for resource management in the Americas. Island Press, 2001

Ostrom E. How types of goods and property rights jointly affect collective action. Journal of Theoretical Politics 2003 15: 239

Ostrom E. The value-added of laboratory experiments for the study of institutions and common-pool resources. Journal of Economic Behavior & Organization, Vol. 61, pp. 149-163. 2006.

Ostrom E, Gardner R, Walker J. Rules and Games: Institutions and common pool resources. Workshop in Political theory an Policy Analysis, Indiana University. 1991.

Parker DC, Meretsky V. Measuring outcomes in an agent-based model of edge-effect externalities using spatial metrics. In Agriculture, Ecosystems and Environment 101 (2004) 233-250.

Pedroso Junior et Al. A casa e a roça: socioeconomia, demografia e agricultura em populações quilombolas do Vale do Ribeira, São Paulo, Brasil. In Bol. Mus. Para Emilio Goeldi, Ciências Humanas, Belém, v.3, n.2, p.227-252, maio-ago, 2008.

Penna-Firme R, Brondizio ES. The Risks of Commodifying Poverty: Rural Communities, Quilombola Identity, and Nature Conservation in Brazil. Habitus 5: 355–373. 2007.

Reis, M. et al. Management and conservation of natural populations in Atlantic Rain Forest: the case study of palm heart (*Euterpe edulis* Martius). In Biotropica 32(4): 894-902. 2000.

Romeiro AR, Barcia RG. A exploração do palmito na mata atlântica na região do Vale do Ribeira. Documento guia para seminário sobre alternativas de gestão da mata atlântica (Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo). 1996.

Rand DG. et al. Positive interactions promote public cooperation. In Science, v.325, pp. 1272-1275. 2009.

Schlager E, Ostrom E. Property-rights regimes and natural resources: A conceptual analysis. Land Economics, Vol 68, Nº3 (Agosto 1992). Pp 249-262. University of Wisconsin Press

Shahi C, Kant S. An evolutionary game-theoretic approach to the strategies of community members under joint forest management regime. In Forest Policy and Economics 9 (2007) 763-775.

Sigmund K, De Silva H, Trausen A, Hauert C. – Social learning promotes institutions for governing the commons. In Nature Vol. 466.12 (2010)

Silva Matos DM, Freckleton RP, Watkinson AR – The role of density dependence in the population dynamics of a tropical palm. In Ecology Vol 80, nº8 (Dec. 1999), pp 2635-2650.

Vanclay JK. Modelling forest growth and yield: applications to mixed tropical forests. CAB International, Wallingford, UK. 1994.

Vieira PF, Berkes F, Seixas CS. Sistemas sociais, sistemas ecológicos e direitos de apropriação de recursos naturais. *In* Gestão Integrada e participativa de recursos naturais – Conceitos, métodos e experiências. Editora Secco. Florianópolis 2005.

9. ANEXO

Lima RVA, Adams C, Raimbert C, Ferreira FF. Agent-based modeling as a tool for policy making towards common-pool resources: palm heart harvesting and traditional communities in Brazil. Paper apresentado no IASC 2013 - 14º Global Conference of the International Association for the Study of the Commons, Japão. Junho 2013.

Agent-Based Modeling as a tool for policy making towards common-pool resources: palm heart harvesting and traditional communities in Brazil

Raoni Venturieri de Andrade Lima[11]; Cristina Adams[12]; Céline Raimbert[13]; Fernando Fagundes Ferreira[14].

ABSTRACT

Public environmental policies aiming at protecting endangered and shared natural resources are frequently imposed by governments on indigenous people. Based on traditional economic theory, they usually forbid the appropriation of resources from the natural environment. In the Brazilian Atlantic Forest, one of the world's biodiversity hotspots, the prohibition imposed on the extraction of palm tree *Euterpe edulis* Mart. has resulted in a decrease in indigenous people's household income and has not effectively preserved this keystone species, which is close to extinction in many areas. This scenario offers an opportunity to use computational simulations to test different institutional scenarios that could help tackling social and ecological issues simultaneously. By examining varied rules and anticipating outcomes before decisions are taken, computational models can help to optimize policy interventions.

In this paper we will show the outcome of two agent based models that aim at comparing the performance of two distinct policy scenarios to control palm heart harvesting. One represents the current situation and is based on central control by the government. Community members that violate the rules are subject to punishment and can be fined. The second model is decentralized and based on community control. The community sets out the rules and is responsible for supervising its members. In this model, a rule is proposed to reward or to punish the agents according to their actions (cooperate or defect). By varying the parameters, we tested if the decentralized model is more efficient to secure a sustainable harvesting of *E. edulis* from the forest. It will be shown how simulations can help to design and select public policies that both empower local communities and preserve endangered species.

KEY-WORDS: *agent based modeling, non-timber forest products, Atlantic Forest, Brazil, Euterpe edulis*

[11] Research Group on Complex Systems Modeling, School of Arts, Sciences and Humanities, University of São Paulo (EACH-USP).
[12] Research Group on Complex Systems Modeling, School of Arts, Sciences and Humanities, University of São Paulo (EACH-USP).
[13] PhD Candidate in Geography, University of Paris 3 – Sorbonne Nouvelle, Institute of High Studies of Latin America (IHEAL) / Center of Research and Documentation of Americas (CREDA)
[14] Research Group on Complex Systems Modeling, School of Arts, Sciences and Humanities, University of São Paulo (EACH-USP).

1. INTRODUCTION

Ever since the publication of Hardin's seminal paper (1968) there has been a growing debate on the use and management of common pool resources (CPRs), property rights and institutional arrangements (Berkes 1989; Dietz *et al.* 2003; Ostrom *et al.* 2002). Several case studies have shown that resources held under common property regimes are not necessarily destined to over exploitation, and that privatization or state control and management are not the only solutions available (Baird 2013; Ito 2012; Dietz et al. 2003; Moreno-Sánchez and Maldonado 2010). Decentralized collective management of common pool resources has been suggested to effectively avoid the "Tragedy of the Commons" and, as a result, in many developing countries there has been a shift in natural resource management policies from centralized government management to local user groups (Agrawal and Ostrom 2001; Berkes 1989; Ostrom *et al.* 2002).

Local management of CPRs frequently involves non-timber forest products (NTFPs) (Mutenje et al. 2011; van den Berg et al. 2007, Yang e t al. 2009) and much attention has been given to their role in contributing to forest conservation and rural livelihoods (Hiremath 2004; Setty *et al.* 2008; Pattanayak and Sills 2001; van den Berg *et al.* 2013), although NTFP commercialization not always delivers the expected benefits (Arnold and Ruiz Pérez 2001; Belcher and Schreckenberg 2007; Kusters *et al.* 2006; Newton *et al.* 2006). Most NTFPs are consumed by the households and can be critically important as emergency foods, but others are produced for sale or barter. In this case, they not only help households to meet consumption needs, but can also be used as safety nets (Sunderlin et al. 2005). In Brazil, most of the research on the use of NTFPs by local people has been carried out in the Amazon region (Morsello 2006; Rizek and Morsello 2012; Duchelle *et al.* 2013; Muñiz-Miret et al. 1996), and less attention has been given to the Atlantic Forest, one of the world's top biodiversity hotspots (Myers *et al.* 2000).

The most abundant and valuable NTFP species in the Atlantic Forest is the palm tree *Euterpe edulis* Martius (Aracaceae) (Fantini and Guries 2007; Barroso *et al.* 2010). Despite being an excellent candidate for sustainable management, *E. edulis* has been a target of intensive and predatory harvesting in the last decades (Fantini and Guries 2007; Galetti and Fernandez 1998; Orlande et al. 1996). The result has been a decline in population density, leading to local extinctions in some places (Matos and Bovi 2002; Orlande et al. 1996; Reis et al 2000), and its conservation status is considered as threatened (Dransfield et al. 1988 apud Galetti and Fernandez 1998; Mamede *et al.* 2007).

Most of the *E. edulis* extracted from the Atlantic Forest can be considered an open-access resource, cut illegally in both private and public lands (Favreto *et al.* 2020; Reis *et al.* 2000), leading some authors (Fanelli *et al.* 2012; Orlande *et al.* 1996) to consider it a classic "tragedy of the commons" (Hardin 1968). The main reasons for this are: 1. market demand exceeding sustainable level harvest due to inability or unwillingness to implement management systems; 2. poorly defined and impractical use rights in terms of laws, regulations and other controls; 3. incapability of government authority in Brazil to limit access and enforce use rights; and 4. widespread corruption among governmental officials (Galetti and Fernandez 1998; Orlande *et al.* 1996).

Besides the ecological importance of *E. edulis* for the Atlantic Forest food web (Galetti and Aleixo 1998; Galetti 2000; Keuroghlian and Eaton 2008), the species has also economic and social value owing to the extraction industry of palm heart (*palmito*) and to other products derived from its steam, leaves and fruits (Favreto *et al.* 2010). This is specially the case in the Ribeira Valley (states of São Paulo and Paraná, Brazil), where smallholders and indigenous people have been involved in extraction of *palmito* to supply local factories. The Ribeira Valley (2,830,666 ha) (Santos and Tatto, 2008) is situated between two of the country's most important cities, São Paulo and Curitiba, and is the largest Atlantic Forest remnant in Brazil. The area is covered mainly by dense ombrophylous forest (Joly *et al.* 1999) and has a tropical monsoon climate (Am Köppen). The annual temperature varies between 17.4 °C and 30.4 °C (average 23.9 °C), and the mean annual rainfall is 1,521.5 mm and is concentrated in the summer (January–March) (CEPAGRIUNICAMP 2011). Due to the mountainous relief, the area is unsuitable for mechanized agriculture, and road access is difficult, which has limited the development of the region (Hogan *et al.* 1999; Santos and Tatto 2008). The regional economy is based on tea and banana plantations, limestone mining, palm heart extraction and tourism. Home to 59 *Quilombola* communities (Santos and Tatto, 2008), the region is characterized by a low human development index (HDI), due to low levels of education and income and high levels of infant mortality and illiteracy (Alves 2004; Hogan *et al.* 1999).

The *Quilombolas* are descendants of former Maroon colonies, and are among the poorest and most marginalized rural communities in Brazil (Penna-Firme and Brondizio 2007; Schmitt et al. 2002). In the Atlantic Forest, their livelihoods have traditionally been based on shifting cultivation (cassava, rice, beans, and maize), animal husbandry (pigs and poultry), hunting and fishing. Non-timber forest products, including *palmito*, were extracted only for subsistence needs. Since the 1960's, though, their livelihoods have been changing due to new policies (environmental, developmental and social) and increased access to markets (Adams et al. 2013).

Restrictions on subsistence activities imposed by environmental laws in the last decades made the extraction of palm heart from the forest illegal, putting at risk an important source of income for the *Quilombolas* (Queiroz 2006; Sanchez 2004). These regulations have not been successful in reducing extraction rates, but led to the criminalization of indigenous people in general, and the *Quilombolas* in particular. On the other hand, since 2000 many communities have been granted land titles by the government, based on ethnicity, settlement history, and Afro-Brazilian ancestry, as a compensation measure for the slavery period in Brazil. The *Quilombola* territories are collective properties of land that are governed by a local association elected among the community's members. The communities are not allowed to sell, transfer, or rent the land (Adams et al. 2013; Penna-Firme and Brondizio 2007).

Considering that self-governance and forest management decisions are strongly influenced by security of property rights, and that best long-term management practices often hinge on strengthening control over forest resources through participatory engagement with local actors (Ostrom 1990; Setty et al. 2008), the formal recognition of *Quilombola's* communal territorial rights creates an opportunity for new institutional arrangements that could

contribute both to sustainable forest management and poverty alleviation. In other words, this scenario in which “a single, cohesive community has sole access to the resource” (Matos and Bovi 2002, 1755), opens up the possibility for decentralized community-level management of CPRs, and more flexible regulations on *palmito* management (Galetti and Fernandez 1998; Orlande et al. 1996).

This scenario offers an opportunity to use computational simulations to test different institutional scenarios that could help tackling social and ecological issues simultaneously. By examining varied rules and anticipating outcomes before decisions are taken, computational models can help to optimize policy interventions. Indeed, Newton et al. (2006) suggest that agent-based modeling could be a valuable tool in understanding how the availability of different livelihood options affects people’s decisions about NTFP commercialization.

In this paper we will report the outcome of two agent based models aimed at comparing the performance of two distinct institutional scenarios to control *Euterpe edulis* harvesting. One represents current situation and is based on central control by the government. Community members that violate the rules are subject to punishment and can be fined. The second model is hypothetical and decentralized, meaning that the “central government cedes rights of decision making over resources to actors and institutions to lower levels in a politico-administrative and territorial hierarchy” (Agrawal and Ostrom 2001, 488). In this scenario, the community sets out the rules and is responsible for supervising its members. In this model, a rule is proposed to reward or to punish the agents according to their actions (cooperate or defect). By varying the parameters, we tested if the decentralized model is more efficient to secure a sustainable harvesting of *E. edulis* from the forest.

The paper is organized as follows: in the next section we briefly present the commons theoretical framework (Ostrom 2003); in section 3, we discuss the ecological, social and economic characteristics of *E. edulis* harvesting and existing institutional arrangements for its conservation; in section 4 we describe our methods, that are followed by the results obtained for each of the policy scenario and the discussion. A brief conclusion section ends the paper.

2. COMMON POOL RESOURCES (CPRs) AND NTFP’S

Common pool resources can be described as economic goods with high exclusion costs and which consumption is subtractive. In other words, one person’s consumption of resource units subtracts from the total stock available to other consumers. CPRs may be held under different property regimes: state, private individuals or corporations, and communal groups. When there is no ownership this means that “everyone does” own the resource. In other words, there is no enforceable authority to determine the actions that individuals can take (access, withdraw, management, exclusion, alienation), and CPRs are used as open access resources (Ostrom 2003).

In cases where common pool resources are owned by the state but complete exclusion of resource users can’t be ensured – due to large physical boundaries, proximity to the communities and limited financial and human resources – they are also considered as a *de facto* open access resources. This

is the case in many developing countries, where members of local communities living in forested areas are dependent on forest resources for daily subsistence, such as NTFPs. As a result, in communities living close to forest two groups of people can be found: the law abiding or cooperators and those who use the forest illegally, or defectors (Shahi and Kant 2007). Indeed, when the resource has a high value and when the ownership is undefined or questioned, this situation may introduce a “Commons Dilemma”. Individuals face strong incentives to extract more and more resource units, leading eventually to overuse (Ostrom 2005). But NTFPs can be exploited in different production systems, ranging from natural forests to agroforestry systems. Regulatory frameworks for NTFPs harvesting and management are also characterized by great local variation and complexity (van den Berg et al. 2007). Regulatory frameworks or institutions can be defined as “a set of accepted social norms and rules for making decisions about resource use: these define who controls the resource, how conflicts are resolved, and how the resource is managed and exploited (Richards 1997). They shape resource user’s actions and expectations” (Mutanje et al. 2011, 457).

In the *Quilombola* case, the communal ownership is threatened by very restrictive environmental laws, which prohibit *E. edulis* extraction. Thus the criminalization of a traditional activity leads to the misappropriation of the resource, which is under the control of official legislation. This situation makes the local management difficult and may cause a Common Dilemma and the overuse of a highly valuable resource. Nonetheless, by reconfiguring the institutional model and encouraging a decentralized process, community-based management could be more efficient to guarantee a sustainable exploitation of this natural resource within the *Quilombola* territory.

3. THE ATLANTIC FOREST AND THE *Euterpe edulis* PALM TREE

Broadly defined, the region known as the Brazilian Atlantic forest covered 148,194,638 ha and was distributed along the coastline from 3°S to 30°S, and from sea level up to 2,700 m (Metzger 2009; Ribeiro *et al.* 2009). The Atlantic forest region has historically harbored the largest share of Brazil's human population and experienced deforestation for timber, agriculture, cattle ranching, firewood, and urban expansion (Dean 1996). As a result, only 11.7% of the original forest cover remains (Ribeiro *et al.* 2009), of which 9,212,700 ha (56%) are under some level of protection in 1,400 protected areas, ranging from small private reserves to the Serra do Mar State Park (315,000 ha) (Scaramuzza *et al.* 2011; SOS Mata Atlântica 2011).

The large number of palm species in South America, combined with ethnic and cultural diversity of the region, has resulted in an extensive diversity of plant uses and management practices (Bernal *et al.* 2011). This is the case for *Euterpe edulis (palmito jussara)*, a slow growth native palm tree of the Atlantic Forest that germinates in the shade and reproduces best in forest environments (Fantini and Guries 2007). Although it can reach 20 m in height (10-15 cm in diameter at breast height – DBH), it is considered a subcanopy palm. *Palmito jussara* grows in concentrated areas (*palmitais*) and natural populations have high densities: 5,000-8,000 individuals per hectare, including seedlings and immature plants, or 255 adult individuals per hectare (Almeida-Scabbia 1996

apud Galetti e Fernandez; Orlande *et al.* 1996; Portela *et al.* 2010). The species has great ecological importance, producing large quantities of fruits that are eaten by a large number of medium and large birds and mammals that also help to disperse the seeds, including rodents, ungulates, pigeons, chachalacas, bats, monkeys, parrots, parkeets and guans (Favreto *et al.* 2010; Galetti and Aleixo 1998; Orlande *et al.* 1996; Reis *et al.* 2000). According to Reis *et al.* (2000), zoocoric seed dispersion is a key element of gene flow for this palm species.

Euterpe edulis apical meristem and undifferentiated stem leaves compose the palm heart (*palmito*), which is considered a delicacy in Brazil and one of the most valuable forest resources (Matos and Bovi 2002). Additionally, the stems and leaves can be used for housing and house utensils, food for domestic livestock, and the fruits provide a juice similar to the Amazonian *Euterpe oleraceae* (*açai*). The *palmito* takes from 5 to 10 years to grow to the point it can be harvested for commercial purposes (Galetti and Fernandez 1998; Orlande *et al.* 1996; Portela *et al.* 2010). Because it's a single-stemmed plant, extracting the palm heart means killing the palm tree. *E. edulis* is harvested year round, but there is a preference for dry weather, when it is easier to carry and transport the *palmito* "heads" (Barroso *et al.* 2010; Orlande *et al.* 1996; Reis *et al.* 2000). An estimated 200 tones are extracted monthly from the Ribeira Valley (Ribeiro *et al.* 1993 *apud* Galetti e Fernandez 1998) and *E. edulis* palm heart production is completely absorbed by internal market (Reis *et al.* 2000).

Legal regulation of *E. edulis* harvesting and management used to be based on Resolution SMA-SP 16, issued by the state government of São Paulo in 1994. Until 2006, the harvesting of *palmito* hearts could be done legally in natural or replanted populations, but the land owner needed to ask for a license and submit a management plan to the Environmental Company of the State of São Paulo (CETESB). Areas with primary forest or secondary forest in medium or advanced regeneration stages could be managed, provided populations had a minimum of 50 adult seed bearing palms and 5,000 seedlings per hectare. Unmanaged harvest was banned and considered a federal crime. A management plan could cost between US$ 10,000-35,000 (Galetti and Fernandez 1998). As a result, resource owners were faced with two alternatives: either sell them legally and incur with all the costs of obtaining a license and competing with overexploited natural stands, or sell them to illegal harvesters (Galetti and Fernandez 1998).

However, since the Atlantic Forest Law (Federal Law 11.428/2006) was issued, in 2006, commercial extraction of any native species is prohibited, even in areas where they have been replanted or managed. *Palmito* extraction is allowed only for local consumption by indigenous and traditional people. Unmanaged palm harvest is still banned and those involved face a risk of paying fines, being arrested and prosecuted (Fanelli et al. 2012; Matos and Bovi 2002; Orlande *et al.* 1996). Nevertheless, illegal harvesting did not stop. The illegal industrial chain involves the harvesting of the palm tree from the forest by *palmiteiros*, the transporting of palm hearts to the cities by middlemen, and their insertion into the legal trade (Galetti and Fernandez 1998). Armed conflicts among *palmiteiros*, the environmental police and private guards are not uncommon in the state of São Paulo (Fanelli et al. 2012).

Despite the fact of being an illegal activity, exploitation of *E. edulis* is an important source of income for smallholders and indigenous people from the Ribeira Valley that work as *palmiteiros*, including the *Quilombolas*[15]. Harvesting of *palmito* usually occurs at night, to avoid being caught by the environmental police, and each *palmiteiro* cuts and transports an average of 50 heads in bundles (60 kg), working with one or more family members. *Palmiteiros* can be full-time harvesters or occasional workers who harvest during inactive periods, self-employed or contracted by *palmito* companies (Galetti and Fernandez 1998; Orlande *et al.* 1996). In traditional selective systems, all plants > 2 m tall are harvested, and few or no productive plants are left behind (Reis et al. 2000). Frequently, the *palmiteiros* cook and bottle the heart palms in the forest or at home, in unsanitary conditions (Galetti e Fernadez 1998; Orleande *et al.* 1996).

As a result of overexploitation, access to *E. edulis* populations has become increasingly difficult, and *palmiteiros* have to travel long distances in difficult terrains (5-20 km), spending a few days away from home (Galleti and Fernandez 1998; Raimbert, *person. comm*.). Most *palmiteiros* work 15 - 20 days per month, harvesting 96 palm trees per day, or two boxes of 15 jars (300 g each) weekly (Galleti and Fernandez 1998)[16]. The price received for each head ranges from US$ 0.50-0.90, depending on the region, size and quality of the heart palm (Orlande et al. 1996). Monthly income of an average *palmiteiro* ranges from US$ 360.00-500.00 (Galetti and Fernandez 1998; Orlande *et al.* 1996). Some estimates indicate that illegal *palmito* production is twice as profitable as legal production (Orlande et al. 1996). Although participatory regeneration projects have been used to increase natural populations, they are not yet economically viable (Fanelli et al. 2012).

Some authors have suggested that *E. edulis* could be managed to permit a sustainable harvest (Fantini and Guries 2007), but lack of knowledge and current forest regulations, that do not allow changes in the forest structure to improve the productivity of single species, have hindered initiatives. Sustainable management systems in tropical forests require reliable knowledge on population structure and dynamics, reproductive biology and silvicultural practices, which are rarely available (Reis et al. 2000). Existing demographic data for *E. edulis* (Reis et al. 2000) shows that populations have a pyramid-shaped structure, with a large seedling bank (12.000/ha on average) depending on a proportionally small number of genetically effective individuals (61-113 palms/ha) (Reis et al. 2000).

Although there are no models for the coupled *Quilombola-palmito* system, a few ecological models have been proposed aiming at the sustainable management of natural populations. Most of them have been based on optimization models for timber trees or on matrix population models (MPMs) (Freckleton *et al.* 2003; Kirchner et al. 1987; Orlande et al. 1996; Portela et al. 2010; Reis et al. 2000; Silva-Matos et al. 1999). None of the proposed models presented above integrates economic, social and environmental criteria, and workable models of

[15] Accordingly, the *Quilombolas* showed great ethnoecological and ethnobotanical knowledge about the species, listing a wide range of animals that feed on *palmito* and help to disperse its seeds (Barroso et al. 2010).

[16] According to Matos and Bovi (2002), the production of a 500 g can (300 g drained net weight) of heart of palm uses, in general, one palm tree with DBH of about 12 cm (12-18 years from seedling stage), or 18 small plants (6-8 cm DBH 0r 6-10 years old).

palmito sustainable management will also depend on institutional changes (Matos and Bovi 2002; Orlande et al. 1996). So, the main goal of this paper is to present an agent-based model (ABM) that integrates ecological, social and economic variables in the *Quilombola-palmito* coupled human-environment system.

4. METHODS

Defining the agents

In this study we simulate two different scenarios using ABM, a computer simulation technique in which the researcher creates a virtual community of independent agents, the environment in which they act and the rules of interaction and decision making. ABM is a useful tool in cases where an individual´s decision making is highly dependent on other agent´s characteristics and decisions and on the current state of the environment, and when these conditions vary in time and/or from the interactions of the agents with the environment and among themselves. Another advantage of using ABM is the possibility to consider heterogeneity among agents, allowing individuals to act differently, and non-linearity, which can provide a richer analysis (Berger 2001; Bousquet and Le Page 2004; Matthews et al. 2007; Miranda et al. 2012).

Shahi and Kant (2006) used an evolutionary game-theoretic approach to model interactions among agents, and proposed two models. In the first one, the community was formed by cooperators (non-extractors) and defectors (illegal extractors) and the resource was ruled solely by the government. In this scenario, the authors found that the only Nash equilibrium strategy[17] was to defect, which caused degradation of the resource. In the second n-person game, the resource was jointly managed by the government and the community, and a new type of agent appeared: the enforcers. In this scenario there was a set of different equilibria, conditioned to parameters such as enforcer's sophistication and wages. Each type of agent had a different payoff function, and changes in behaviors depended on the payoff of the agent´s type and the average payoff in the population as a whole.

An evolutionary game-theoretic approach is useful when analyzing situations in which there is a large population of interacting agents that may have different payoff functions, which are expected to learn, imitate and discard strategies, and adapt to new circumstances in the course of repeated interactions. In this paper we adopt this adaptive evolutionary perspective, but move forward to a micro-level: we used ABM to analyze changes in each agent's behavior, taking into account its surrounding neighbors, instead of only analyzing the types of agents.

Our model has two types of agents: extractors (defectors) and non-extractors (cooperators). However, non-extractors are divided in two categories: engaged people, who are willing to incur in organization costs for managing the resource, such as collective decision making efforts, monitoring and sanctioning, and non-

[17] Nash equilibrium strategy is the best strategy an agent can choose, given the expected choices made by other agents.

engaged people. Differently from the model in Shahi and Kant (2006), all categories of agents have very similar payoff functions. In fact, a single payoff function was determined, but different parameters of that function are enabled depending on the type of agent and its neighborhood, at each period.

The choice of approximating the categories of agents was based on four assumptions: the first one is that agents in the *Quilombola* communities can be assumed to be culturally homogeneous and socio-economically very similar; the second is that a non-extractor can easily become an extractor (and vice-versa) from one period to another, since there are no relevant initial capital costs for the harvesting of *E. edulis*; the third assumption is based on the previous two, and has the goal of "keeping it simple". Considering that the agents are subject to basically the same set of incentives, using a single payoff function is useful to better understand how decisions are being made by each one of them.

In addition, contrary of the evolutionary game-theoretic approach of comparing the payoffs of different types of agents to update their proportion in the next period (an external evaluation, which demands their payoff functions to be different) (Shahi and Kant 2006), in the present model the agent's behavior changes depending on its type – extractor, non-extractor, engaged, non-engaged – and the neighborhood conditions for each individual, and are made at the individual level (agent i´s decision).

Finally, our last assumption is that in the community-management scenario, monitoring and punishing will be carried out by peers, i.e. by the members of the community (there is not an "enforcement job position"). One may argue that this is a naïve assumption, since potential punishers would have the tendency to free-ride, expecting others to punish and assume other management costs, but we are considering the fact that the real communities are small, people usually know how other members are making their living, and expect them to follow the same rules (specially cooperators). Nevertheless, this could be an interesting point for further development and variations of the model.

As mentioned before, we focused on two scenarios based on different institutional arrangements, and compared the main variable final stock, which represents the biomass of *Euterpe edulis* left in the forest after a certain period of time. The first scenario – Business as usual – simulates the current state of palm tree exploitation activities and stock depletion, despite legal prohibition and state enforcement. The other scenario – Community level management of *E. edulis* – consists of a hypothetical situation in which the *Quilombola* community is allowed by the government to explore the common resource, but incurs in management and sanction costs. The biological dynamics of *E. edulis* was not included at this stage. The simulation code was written in MATLAB software. Hereafter, we explain how the models work.

Initial conditions (given):

The initial conditions are externally established every time a simulation starts, and work the same way in Models 1 and 2:

1. A virtual community is created in a lattice framework, with n agents. Each individual is randomly considered an extractor or non-extractor, and is surrounded by 8 neighbors, who are also randomly extractors or non-extractors;

2. Each individual is attributed a parameter for:

- Discount rate *d* (importance of the resource in the future, compared to the payoff of its extraction at present time);
- Alternative income *RA* (income from non-extractive activities, such as subsistence agriculture, or other legal sources of income, such as government allowances and job salaries);

3. The natural palm tree biomass stock (natural stock) is also pre-determined;

4. The Payoff of extraction (*Payoffextraction*) equals to 1, and represents the price paid for a unit of biomass stock.

Models in environmental economics usually consider discount rates as directly related to interest rates and opportunity cost for capital. However, smallholders in *Quilombola* communities rarely have access to financial services and, when they do, they may face much higher personal interest rates (Muñiz-Miret et al. 1996). Thus, in our model the discount rate, defined as the difference between the value attributed to the resource in the future compared to its value in the present time, is interpreted as a more individualized parameter, and may vary according to basically two factors:

1. Urgent and non-expected necessity of cash: in emergency situations such as having a sick member in the family, agents consider the value of immediate use of the resource much higher than its importance in the future and have the incentive to harvest. This is very common in *Quilombola* communities, and means that discount rate may have stochastic variations for the same household;

2. Stage of the household cycle: *d* may vary during the household cycle, which is determined by changes in household demographics across time. Usually, a new household is formed by a newlywed couple, and incorporates new members as children are born. While the offspring is still young the parents have to work for all the household members, but as the children grow older they also contribute to total income, and eventually leave to constitute a new residence. During this cycle the number of people in the household and the age and gender structure affect the need for immediate cash and the livelihood strategy, as well as decisions on allocation of labor and land use (Sherbinin et al., 2008; Perz et al. 2006; Gray 2008).

The alternative income parameter *RA* reflects the fact that most poor rural people maintain diversified livelihood strategies. One reason for this is to minimize risks, and the other is because they cannot obtain enough income from any other single strategy, that is, their labor opportunity cost is low (Ellis 1999; Sunderlin et al. 2005).

Model 1: Business as usual

This scenario represents the situation under the current prohibition policy, in which the community in not allowed to explore or manage the resource but the

resource stock is being depleted, despite governmental efforts to monitor and punish extractors. The following parameters arise from this situation:

- Considering that the community is not allowed to explore the resource *E. edulis*, no agent incurs in management costs: there are no collective decision-making, and monitoring and punishing are exclusively governmental activities.
- There are no peer-pressure dynamics for a preservation rule to be enforced. On the contrary, observing neighbors extracting and not being caught generates an incentive for an agent to extract too.
- Punishment is dependent on the probability of being caught by the environmental police, which is represented in the model by parameter ρ;
- When extractors are caught, they receive a fine, represented in the model by the parameter λ. This fee, however, is shared by the community. This may seem inadequate, but is what really happens in real life, since households are too poor to pay the fines themselves, and the community association[18] usually assumes the payments;

In this scenario, the payoff function is:

$$PayoffTotal,i = (PayoffExtraction) * ease * (1+di) – sharedfinesi – RAi$$

Where *PayoffExtraction=1+nvz/8* and *nvz* is the number of neighbors that harvest. This was made in order to represent the temptation to extract that an individual has when he realizes that his/her neighbors are benefiting from illegal extraction.

The variable *ease* represents how easy it is to find and extract the resource, and is equal to the fraction of the current stock over the initial (natural) stock.

The relations established in this payoff function mean:

- The harder to find and extract the resource, the lower the total payoff of extraction;
- The higher the value of the resource in the future, the lower discount rate (*di*), and the lower total payoff for the extraction at the moment of decision-making;
- The higher the level of fines received by extractors (and then shared among all community members), the lower the total payoff of extraction;
- The higher the alternative income of a household (*RAi*), the less dependent it is on the income from illegal extraction, and the lower is the benefit of extracting. It is important to highlight that the *E. edulis*

[18] It is important to distinguish between the association that currently exists in the community and the association for managing the resource *Euterpe edulis*. The later does not exist, since the palm tree harvesting is forbidden by the government.

harvesting activity occurs in harsh and deleterious conditions, which means that an alternative income would always be preferable.

If the result of $\underline{PayoffTotal_i}$ is non-positive, agent $\underline{i}$ decides NOT to extract. If, however, this condition is not met, it is favorable for $\underline{i}$ to extract, and so he/she does.

After the above decision making is carried out for every agent in the community, the initial stock of biomass is updated, subtracting the sum of all units extracted at that period, and multiplying the resulting stock by a regeneration rate. The final number consists on the initial stock of the next period, and the *ease* variable is also updated for the next period.

Model 2 - Community-level management of E. edulis

The second model is decentralized and based on community control. The community sets out the rules and is responsible for supervising its members. In this model, a rule is proposed to reward or to punish the agents according to their actions (cooperate or defect). By varying the parameters, we tested if the decentralized model was more efficient in securing a sustainable harvesting of *E. edulis* from the forest.

In this model, interaction rules are highly dependent on an individual's neighborhood, and the key variables that influence behavior are *peer-pressure* and *management costs*. The following parameters arise from this situation:

- Non-extractors may exert peer-pressure and punish extractors, depending on a probability φ of being an engaged person, and depending on the number of neighbors that are extractors. The variable γ represents the number of extracting neighbors an engaged non-extractor cannot tolerate – the lower the γ, the lower the amount of extracting neighbors an agent cannot tolerate and, therefore, the higher the peer-pressure;
- When an engaged non-extractor cannot tolerate his/her neighbors behavior, he/she incurs in management costs, which can be interpreted as the cost of monitoring, punishing, peer-pressuring and participating in collective-decision making. The greater the number of extracting neighbors, the higher the engaged agent's management cost;
- Extractors may receive a punishment, depending on the number of non-extractor neighbors they have and the latter's probability φ of being engaged agents. The greater the number of non-extractor neighbors, the higher the punishment received;
- Extractors never assume management costs;

In order to make the decision to extract or not, an agent *i* considers the payoff of the extraction, the peer-pressure received, the management costs assumed, the discount rate, the ease to find and extract the resource, and the alternative income for the household. The *total payoff* of the extraction follows the function:

$$PayoffTotal,i = (PayoffExtraction - Punishmentsi) * ease * (1+di) + managementcosti - RAi$$

On the contrary of Model 1, in this payoff function the variable $managementcost_i$ adds to the total payoff of extracting the resource. This means that the higher the management cost for a non-extractor agent *i*, the harder it is for he/she to sustain the local management of the resource, and more likely it is for *i* to give up and extract too. In addition, the payoff of the extraction is subtracted by the punishment received, which increases as the number of neighbors that are engaged non-extractors (punishers) increases. Consequently, the greater the punishment received, the lower the total payoff of extracting.

As in Model 1, if the result of the *PayoffTotal,i* function is positive, the agent decides to extract. Otherwise, he/she does not extract. The subsequent steps of updating the variables *stock* and *ease* are also the same as in Model 1.

In both models, the simulations stopped when the resource went extinct, or at a limit of Tmax = 2,000 periods, which was sufficient to reach an equilibrium in all simulation runs. As an initial simplification, the alternative income *RAi* was considered 1 for all individuals, and the discount rate *di* was also considered equal for all *i*.

The initial natural stock was equal to 10,000 units of biomass. In order to focus our analysis on the interactions among agents and its impact for the resource stock, at this moment we also considered the regeneration rate equal to zero.

We tested Model 1 for different combinations of ρ and λ, and we tested Model 2 for different combinations of φ and γ. Different levels of discount rate were also tested.

5. RESULTS AND DISCUSSION

We first simulated the scenario "Business as usual", and tested the impact of different combinations of the probability of being caught (ρ) and three different levels of fines (λ) in the final stock of the resource. For each combination (ρ, λ), we ran 50 simulations and extracted the average of the final results. We also wanted to check the impact of different discount rates in the final stock of resource, so we ran the same set of simulations for *d*=0 and for *d*=5, representing low and high extreme values for this parameter. The final stock levels presented in the graphics below are the average of the last 500 periods of those 50 runs. This was made in order to diminish the impact of over variations. Results are illustrated in Figure 1.

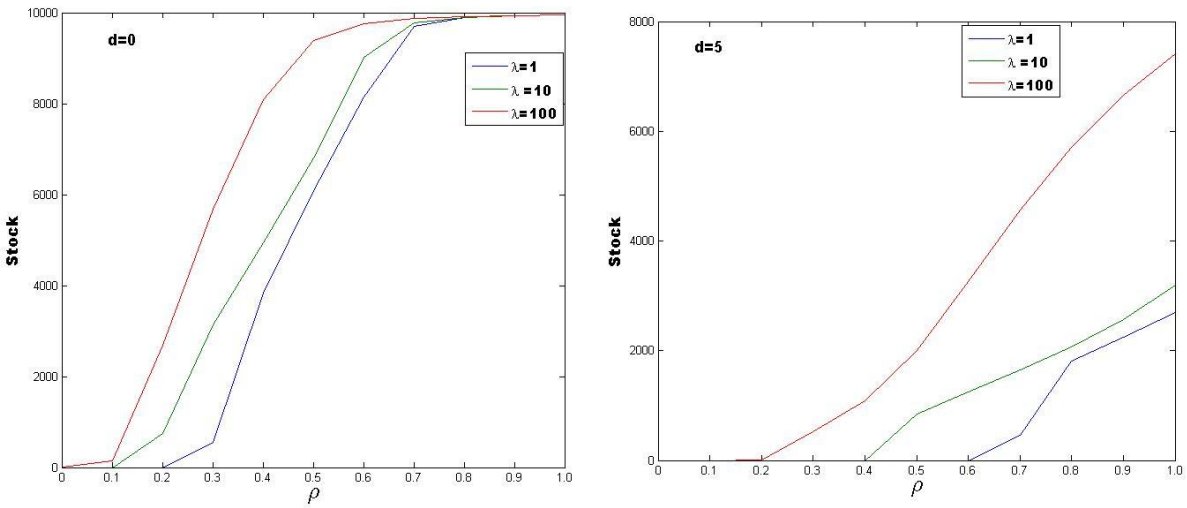

Figure 17 - Final Stock after Tmax=2,000 periods against the probability to be punished ρ. Punishment increases when ρ goes from 0 to 1. Number of agents was N=100, initial stock=10,000, and discount rates *d*=0 and d=5. The fee λ assumes values: 1, 10 and 100.

When the discount rate is zero, agents consider that the value of the resource in the future is the same as it is in the present, so there is no urge to extract the resource immediately. In this hypothetical situation we can observe that for a very low probability of being caught (ρ <=0.1) the resource tends to extinction, but the situation rapidly reverses when this probability increases to 0.3, 0.4 and 0.5. Even though we can see that higher fee levels (λ) have a positive impact in compliance, the probability of being caught (ρ) has a more dramatic effect.

When analyzing the results we must consider, however, that in real life conditions the probability of being caught is very low due to the reduced number of state agents and the large and difficult terrain to be monitored. Therefore, the results obtained in the simulation, even for very low discount rates, are consistent with the evolution of the resource stocks in real life.

When the discount rate is high the situation is worse: even for higher probabilities of being punished, more agents harvest the resource, and final stocks are lower for every combination (ρ, λ). The fee levels seem to be more determinant, but only after a high probability of being caught is reached, which in many cases is too costly for state authorities. In either case, we can conclude that for a realistic level of punishment probability, the resource is being severely depleted and a “Tragedy of the Commons” is happening.

For the scenario in which the community is allowed to explore and manage the resource, we also tested different combinations of parameters (proportion of engaged agents among non-extractors and peer-pressure level) to analyze the impact on final stock of resource. Again, for each pair (φ, γ), we ran 50 simulations.

We ran simulations for the parameter d = 0, 0.2 and 5.0 (discount rate), in order to investigate the impact of future expectations on the level of resource extraction. The input of other simulation parameters was set up as N = 100 agents and initial stocks as 10,000 units of palm trees. The results can be found in the next three phase diagrams (Figures 2, 4 and 6).

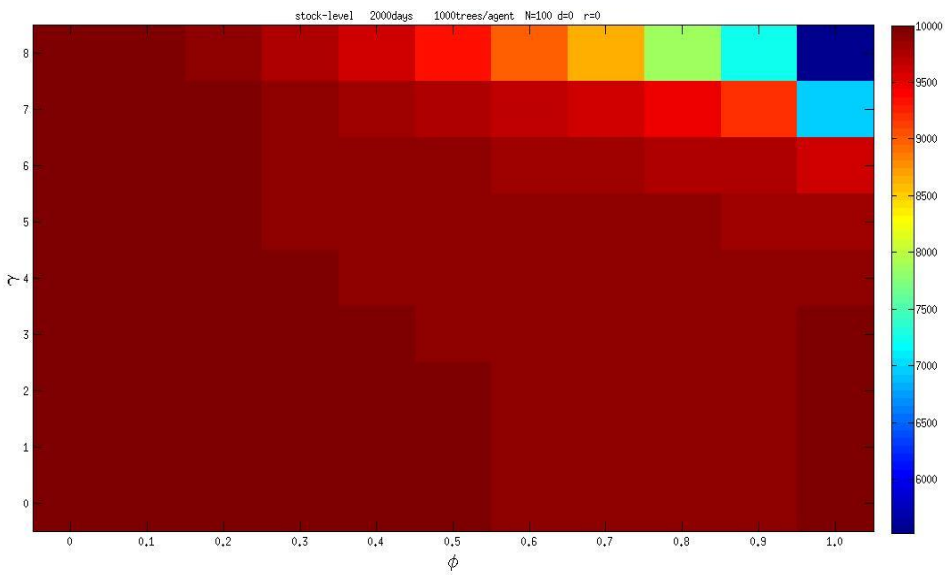

Figure 18 - Phase diagram. Peer pressure γ against the proportion of engaged agents φ. Peer-pressure increases when γ decreases. The level of punishment increases when φ goes from 0 to 1. Number of agents was N=100, initial stock=10,000, and discount rate d =0.

When *d*=0, the value of the palm tree today is the same as in the future and there is no pressure to extract more trees in the present. Figure 2 exhibits the results for the final stock of *E. edulis* for several values of *φ* and *γ*. The worst case for conservation of native trees was found for *φ* =1 and *γ*=8. This is the combination of the higher proportion of people engaged in organizing, monitoring and sanctioning and the minimum level of peer-pressure (high tolerance to extraction and many "potential punishers", that may be interpreted as fear to punish or absence of norms to punish). In this case, the management cost is very high and no enforcement is carried out, so this scenario favors extraction.

The situation rapidly improves for conservation of the resource when peer-pressure (and, therefore, punishment) is enabled, what can be observed as *γ* decreases. In this case we can see that even a low level of punishment is sufficient to make a big difference. On the other hand, lack of punishment is very bad for conservation of resource stock. This is a very intuitive result and is consistent with empirical studies and with the literature on the commons (Ostrom, 1990).

We can also observe that when *φ* equals to 1 or is smaller or equal to 0.5, the system achieves the best level of conservation of tree stocks. It is intriguing that for the higher-intermediate proportion of punishers the outcome was poorer when compared to lower levels.

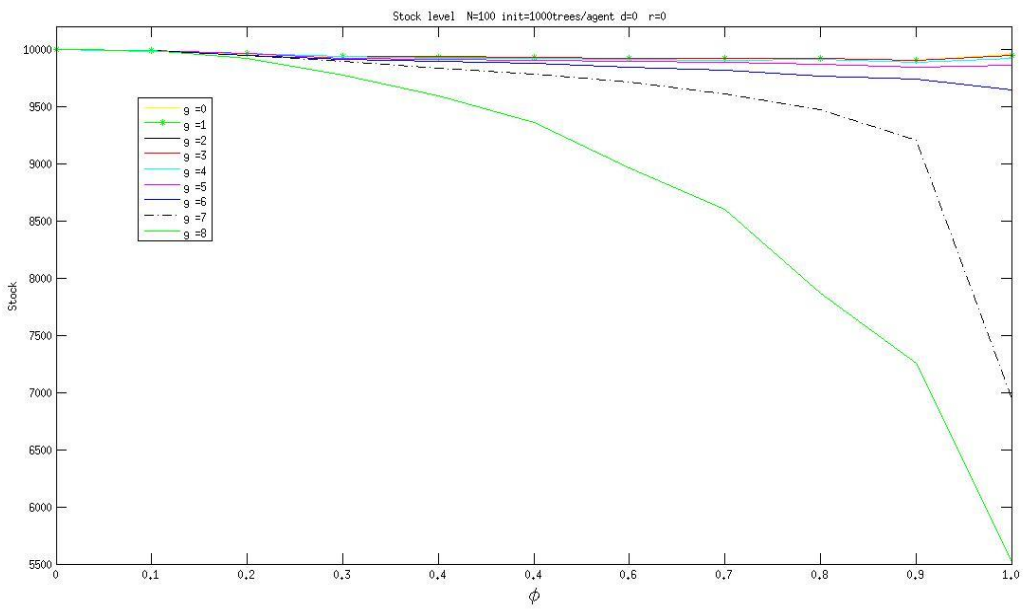

Figure 19 - Final stock after Tmax=2,000 periods, against proportion of engaged agents *φ*, for level of peer-pressure (γ). Peer-pressure increases when *γ* decreases. Punishment increases as *φ* goes from 0 to 1. N=100 agents, initial stock=10,000, discount rate *d*=0

Figure 3 shows in more detail the stock level of *E. edulis* trees for several levels of punishment. For *d*=0, the agents behavior favors preservation. Only for high values of *γ* and *φ* does the stock level fall dramatically to 55% of the initial stock for the minimum peer-pressure level and maximum punishment level. As

we explained before, this is due to a situation in which there are individuals incurring in organizational costs but there is no enforcement against defectors, and the result is a change in the behavior of potential punishers, who give up the organization and become extractors.

Even though this situation suggests that the community is wasting resources and, therefore, is worse off than it would be if there was no organization at all, it is important to highlight that such a situation may not be feasible in the real world, since it is expected for such organizations to have legitimate sanctioning procedures and for community members to have liberty for, at least, to express their disapproval.

We ran a second round of simulation, varying the discount rate to *d* =0.2, and the diagram phase is illustrated in Figure 3. The first thing we can notice is a dramatic difference in the final stock levels of the resource for lower levels of peer-pressure, in comparison to the previous scenario. When the discount rate increases, the value of the resource use in future time decreases in comparison to the value of its immediate use, which means that agents have an incentive to harvest the palm trees.

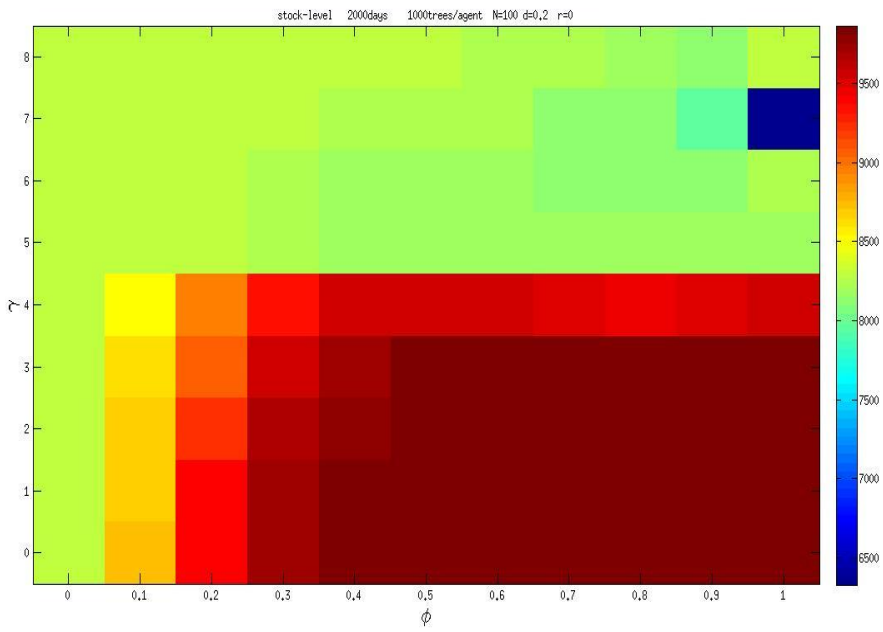

Figure 20 - Phase diagram. Peer pressure *γ* against the proportion of engaged agents *φ*. Peer-pressure increases when *γ* decreases. The level of punishment increases when *φ* goes from 0 to 1. Number of agents was N=100, initial stock=10,000, and discount rate *d* =0.2.

We can notice that, for a wide range of combinations (*φ , γ*), especially when *γ* is lower (higher peer-pressure), it is possible to reach an equilibrium in which the resource is not over exploited, even with relatively low proportions of engaged agents (punishers) among non-extractors (*φ*).

In Figure 5 the stock level analysis can be split in two regimes. Here we see the effect of high peer-pressure acting over agents with non-null future expectation combined with punishment. For *γ* ≤ 4 the stock of palm trees increases linearly

in the interval of φ from 0 to 0.5. The control of the stock is achieved after a fifty percent of engaged agents (punishers) is reached. For lower levels of peer-pressure, the level of resource stock remains at an intermediate level and decreases when peer-pressure disappears. When peer-pressure is low and the proportion of engaged agents is at its maximum, the same phenomenon observed in d = 0 occurs: organization costs are high and little enforcement is going on, so potential punishers have incentives for changing behavior and harvesting.

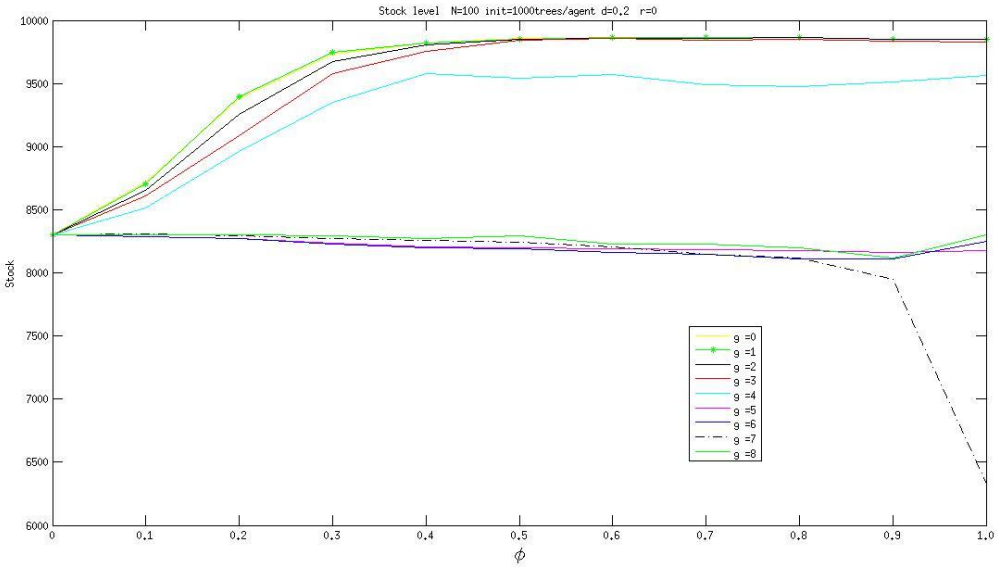

Figure 21 - Final stock after Tmax=2,000 periods, against proportion of engaged agents φ, for level of peer-pressure (γ). Peer-pressure increases when γ decreases. Punishment increases as φ goes from 0 to 1. N=100 agents, initial stock=10,000, discount rate d=0.2.

In order to analyze the impact of the discount rate in the final stock, we ran another simulation for d = 5. With a higher discount rate, final stocks were dramatically reduced, which means that extraction occurs at a much faster pace. In addition, we can conclude that there is a much tighter action space to establish a local management scheme, demanding a combination of a very high proportion of punishers among non-extractors and a very low tolerance limit (Figure 6). The comparison of Figures 2, 4 and 6 also suggests that for lower discount rates, peer-pressure seems to exert a greater role than the proportion of punishers, while in situations with higher discount rates the proportion of punishers seems to be more decisive.

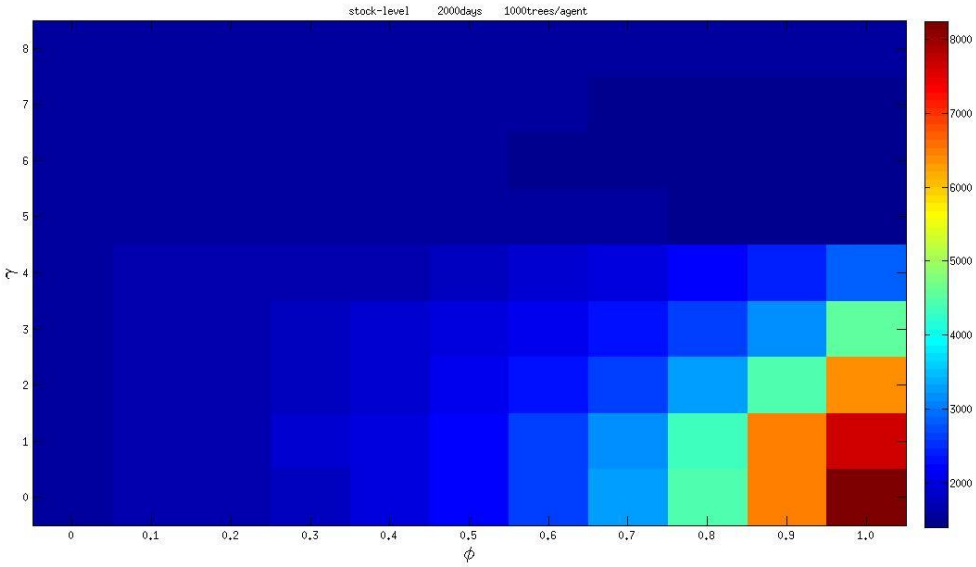

Figura 22 - Phase diagram. Peer pressure *γ* against the proportion of engaged agents *φ*. Peer-pressure increases when *γ* decreases. The level of punishment increases when *φ* goes from 0 to 1. Number of agents was N=100, initial stocks=10,000, and discount rate *d* =5.

Finally, in Figure 7, for medium and lower proportions of engaged agents among the non-extractor population, there is an intense level of extraction, irrespective of the level of peer-pressure. This means that even though all extractors are being punished, the amount of punishment received is not enough to compensate the incentives to harvest at the present time. When punishment increases, the higher peer-pressure, the higher preservation. Thus, we see a nonlinear effect in the role of the pressure done by neighbors.

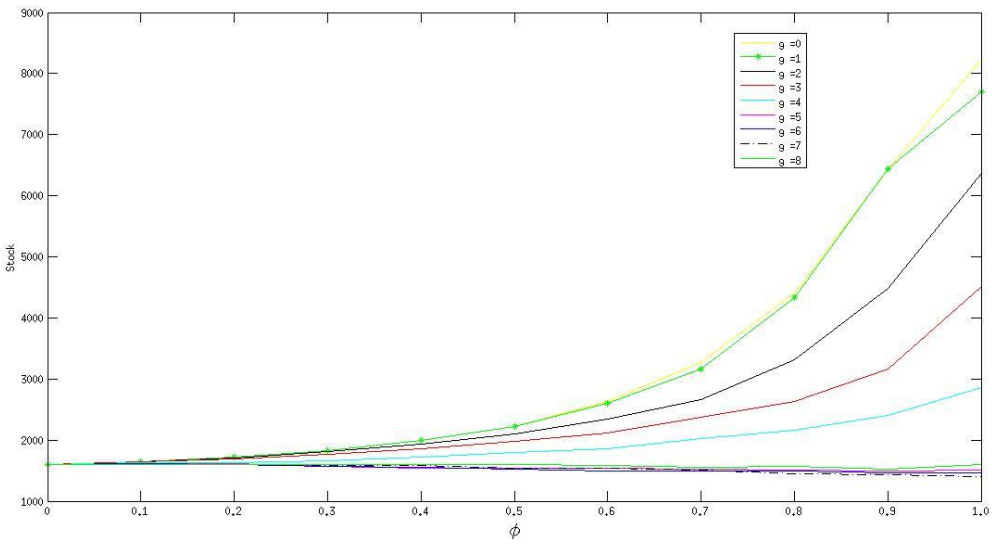

Figure 23 - Final stock after Tmax=2,000 periods, against proportion of engaged agents *φ*, for level of peer-pressure (*γ*). Peer-pressure increases when *γ* decreases. Punishment increases as φ goes from 0 to 1. N=100 agents, initial stock=10,000, discount rate *d*=5.

6. CONCLUSIONS

The agent-based model presented in this study is an over-simplified version of the *Quilombola-palmito* coupled human-environment system existing in the Ribeira Valley. Nevertheless, it can illustrate that, under certain conditions, community-level management of *E. edulis* is able to bring better social and ecological benefits.

When the discount rate is zero, peer-pressure acts as the main control parameter to drive the system towards forest conservation. On the other hand, when discount rate increases, the punisher fraction is the key variable controlling the dynamics of resource extraction.

The next step towards building a useful tool to optimize policy interventions aimed at resource conservation and rural development in the Atlantic Forest is the calibration of this basic model (Model 2 - Community-level management of *E. edulis*). As one can see from the results, the model captured nonlinear relations among the social agents, and has showed results consistent with real life dynamics.

The future enhancement and calibration of the model with better data concerning variables such as alternative income (and the heterogeneity of its distribution among households), discount rates and stock regeneration rates will allow us to comprehend under which conditions a local community-level sustainable management scheme could be reached[19]. As such, the model can provide a tool for the discussion of public policies linking rural development, *Quilombola's* empowerment and the conservation of a keystone species from the Atlantic Forest.

7. LITERATURE CITED

Adams, C., L. C. Munari, N. van Vliet, R. S. S. Murrieta, B. A. Piperata, C. R. T. Futemma, N. N. Pedroso Junior, C. S. Taqueda, M. A. Crevelaro, V. L. S. Prado. 2013. Diversifying incomes and loosing landscape complexity in quilombo shifting cultivation communities from the Atlantic Rainforest (Brazil). *Human Ecology 41*:119-137 (DOI 10.1007/s10745-012-9529-9).

Agrawal, A. and E. Ostrom. 2001. Collective Action, Property Rights, and Decentralization in Resource Use in India and Nepal. *Politics & Society 29*:485-514.

[19] The data that will be used the social and economic parameters, as well as preferences and interaction rules, will be obtained from field research and the literature. Since 2003 an interdisciplinary team has been collecting data in *Quilombola* communities situated in the municipalities of Eldorado and Iporanga (State of São Paulo, Brazil) (Adams et al. 2013). These communities were founded by slaves and their descendants following the abolition of slavery in 1888 (Queiroz 2006). Some of them have already received the land titles, while others were officially recognized as *Quilombola* territories, but are still waiting for the titles (Adams et al. 2013). Additionally, of us (CR) did ethnographic research in one of the communities for a more in depth investigation on community-based management of resources and spaces, including the illegal *palmito* harvesting.

Arnold, M. J. E. and M. Ruiz-Pérez. 2001. Can Non-timber Forest Products Match Tropical Forest Conservation and Development Objectives? *Ecological Economics 39*:437–447.

Baird, I. G. 2010. Private, Small Groups, or Communal: Dipterocarpus Wood Resin Tree Tenure and Management in Teun Commune, Kon Mum District, Ratanakiri Province, Northeastern Cambodia. *Society & Natural Resources: An International Journal 23*:1027-1042.

Barroso, R.M., A. Reis, N. Hanazaki. 2010. Etnoecologia e etnobotânica da palmeira juçara (*Euterpe edulis* Martius) em comunidades quilombolas do Vale do Ribeira, São Paulo. *Acta Botanica Brasilica 24*:518-528.

Belcher, B. and K. Schreckenberg. 2007. Commercialization of Nontimber Forest Products: A Reality Check. *Development Policy Review 25*:355–377.

Bentley, W.R. and D. E. Teeguarden. 1965. Financial maturity: a theoretical review. *Forest Science 11*:76-87.

Berger, T. 2001. Agent-based spatial models applied to agriculture: a simulation tool for technology diffusion, resource use changes and policy analysis. *Agricultural Economics 25*:245–260.

Berkes, Fikret 1989. Common property resources. Ecology and community-based sustainable development. London: Belhaven Press.

Bernal, R., C. Torres, N. Garcia, C. Isaza, J. Navarro, M. I. Vallejo, G. Galeano, H. Balslev. 2011. Palm management in South America. *Botanical Review 77*:607-646.

Bousquet, F. and C. Le Page. 2004. Multi-agent simulations and ecosystem management: a review. *Ecological Modelling 176*:313–332.

CEPAGRI-UNICAMP. 2011. Clima dos Municípios Paulistas–Eldorado. Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura, Unicamp. [online] URL: http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_165.html (Accessed Nov. 21, 2011).

Dietz, T., E. Ostrom, P. C. Stern. 2003. The struggle to govern the commons. *Science 302*:1907-1912.

Dransfield, John, Dennis Johnson, and Hugh Synge. 1988. The palms of the World: a conservation census. IUCN, Cambridge.

Ellis, Frank. 1999. Rural livelihood diversity in developing countries. Evidence and policy implications. Natural Resource Perspectives, vol. 40, ODI, London. URL: http://www.odi.org.uk/sites/odi.org.uk/files/odi-assets/publications-opinion-files/2881.pdf

Fantini, A.C. and R. P. Guries 2007. Forest structure and productivity of palmiteiro (*Euterpe edulis* Martius) in the Brazilian Mata Atläntica. *Forest Ecology and Management 242*:185-194.

Favreto, R., R. S. P. Mello, L. R. M. Baptista. 2010. Growth of *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae) under forest and agroforestry in southern Brazil. *Agroforestry Systems 80*:303-313.

Freckleton, R. P., D. Silva Matos, M. L. A. Bovi, A. R. Watkinson. 2003. Predicting the impacts of harvesting using structured population models: the importance of density-dependence and timing of harvest for a tropical palm tree. *Journal of Applied Ecology 40*:846–858.

Galetti, M. 2000. Frugivory by Toucans (Ramphastidae) at Two Altitudes in the Atlantic Forest of Brazil. *Biotropica 32(4b):*842-850.

Galetti, M. and A. Aleixo. 1998. Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in an Atlantic rain forest of Brazil. *Journal of Applied Ecology 35*:286-293.

Galetti, M. and J. C. Fernandez. 1998. Palm heart harvesting in the Brazilian Atlantic forest: changes in the industry structure and the illegal trade. *Journal of Applied Ecology 35*:294-301.

Gray C. L., R. E. Bilsborrow, J. L. Bremner, F. Lu. 2008. Indigenous Land Use in the Ecuadorian Amazon: A Cross-cultural and Multilevel Analysis. *Human Ecology 36*:97-106.

Hiremath, A. J. 2004. The ecological consequences of managing forests for non-timber products. *Conservation and Society 2*:211-216.

Hogan, D. J., R. L. do Carmo, H. P. Alves, I. A. Rodrigues. 1999. Sustentabilidade no Vale do Ribeira (SP): conservação ambiental e melhoria das condições de vida da população. *Ambiente & Sociedade S3(4)*:151–175

Ito, J. 2012. Collective Action for Local Commons Management in Rural Yunnan, China: Empirical Evidence and Hypotheses Using Evolutionary Game Theory. *Land Economics 88*:181-200.

Joly, C. A., M. P. M. Aidar, C. A. Klink, D. G. McGrath, A. G. Moreira, P. Moutinho, D. Nepstad, A. A. Oliveira, A. Pott, M. J. N. Rodal, E. V. S. B. Sampaio. 1999. Evolution of the Brazilian Phytogeography Classification Systems: Implications for Biodiversity Conservation. *Ciência e Cultura 51*:331–348.

Keuroghlian, A. and D. P. Eaton. 2008. Fruit Availability and Peccary Frugivory in an Isolated Atlantic Forest Fragment: Effects on Peccary Ranging Behavior and Habitat Use. *Biotropica 40*:62–70.

Kusters, K., R. Achdiawan, B. Belcher, M. Ruiz Pérez. 2006. Balancing Development and Conservation? An Assessment of Livelihood and Environmental Outcomes of Nontimber Forest Product Trade in Asia, Africa, and Latin America. *Ecology and Society 11(2)* 20. [online] URL: ttp://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art20/

Mamede, Maria Cândida H., Vinicius Castro Souza, Jefferson Prado, Fabio de Barros, Maria das Graças L. Wanderley, and Juliana Gastaldello Rando. 2007. Livro vermelho das espécies vegetais ameaçadas do estado de São Paulo. São Paulo: Instituto de Botânica.

Matthews, R., N. Gilbert, A. Roach, J. Polhill, N. Gotts. 2007. Agent-based land-use models: a review of applications. *Landscape Ecology 22*:1447–1459.

Matos, D.M.S. and M. L. A. Bovi. 2002. Understanding the threats to biological diversity on Southern Brazil. *Biodiversity and Conservation 11*:1747-1758.

Miranda, L., A. J. F. de Souza, F. F. Ferreira, P. R. A. Campos. 2012. Complex Transition to Cooperative Behavior in a Structured Population Model. *PLoS ONE 7*:e39188.

Moreno-Sánchez, R. P. and J. H. Maldonado. 2010. Evaluating the role of co-management in improving governance of marine protected areas: An experimental approach in the Colombian Caribbean. *Ecological Economics 69*:2557–2567.

Morsello, C. 2006. Company–community Non-timber Forest Product Deals in the Brazilian Amazon: A Review of Opportunities and Problems. *Forest Policy and Economics 8*:485–494.

Morsello, C., I. Ruiz-Mallén, M. D. M. Diaz, V. Reyes-García. 2012. The Effects of Processing Non-Timber Forest Products and Trade Partnerships on People's Well-Being and Forest Conservation in Amazonian Societies. *PLoS ONE 7:* e43055. doi:10.1371/journal.pone.0043055

Muñiz-Miret, N., R. Vamos, M. Hiraoka, F. Montagnini, R. O. Mendelsohn.1996. The economic value of managing the açaí palm (Euterpe oleracea Mart.) in the floodplains of the Amazon estuary, Pará Brazil. *Forest Ecology and Management 87*:163- 173.

Mutenje, M. J., G. F. Ortmann, S. R. D. Ferrer. 2011. Management of non-timber forest products extraction: local institutions, ecological knowledge and Market structure in South-Eastern Zimbabwe. *Ecological Economics 70:*454-461.

Newton, A. C., E. Marshall, K. Schreckenberg, D. Golicher, D. W. te Velde. 2006. Use of a Bayesian Belief Network to Predict the Impacts of Commercializing Non-timber Forest Products on Livelihoods. *Ecology and Society 11(2)* 24. [online] URL: http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art24/

Nodari, R.O., A. Reis, M. P. Guerra, M. S. dos Reis, E. P. Floriano. 1987. Análise preliminar do inventário do palmiteiro em floresta ombrófila densa montana. In: Palmito: Primeiro Encontro Nacional de Pesquisadores. EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa de Florestas, Curitiba, Brasil. pp. 159- 163.

Ostrom, Elinor. 1990. Governing the commons. The evolution of institutions for collective actions. New York: Cambridge University Press.

Orlande, T., J. Laarman, J. Mortimer, J. 1996. Palmito sustainability and economics in Brazil`s Atlantic coastal forest. *Forest Ecology and Management 80*:257-265.

Ostrom, Elinor, Thomas Dietz, Nives Dolsak, Paul C. Stern, Susan Stonich, and Elke U. Weber, eds. 2002. The Drama of the Commons. Washington: National Academy Press.

Pattanayak, S. K. and E. O. Sills. 2001. Do Tropical Forests Provide Natural Insurance? The Microeconomics of Non-timber Forest Product Collection in the Brazilian Amazon. *Land Economics 77*:595–612.

Perz S. G., R. T. Walker, M. M. Caldas. 2006. Beyond Population and Environment: Household Demographic Life Cycles and Land Use Allocation among Small Farms in the Amazon. *Human Ecology 34*:829-849.

Portela, R.C.Q., E. M. Bruna, F. A. M. Santos. 2010. Are protected areas really protecting populations? A test with an Atlantic rain forest palm. *Tropical Conservation Science 3*:361-372.

Queiroz, Renato da Silva. 2006. Caipiras negros no Vale do Ribeira. Um estudo de antropologia econômica. São Paulo: EDUSP.

Reis, M.S. dos, A. C. Fantini, R. O. Nodari, A. Reis, M. P. Guerra, A. Mantovani. 2000. Management and conservation of natural populations in Atlantic Rain Forest: the case study of palm heart (*Euterpe edulis* Martius). *Biotropica 32*:894-902.

Ribeiro, R.J., W. G. Portilho, A. Reis, A. C. Fantini, M. S. Reis. 1993. O manejo sustentado do palmiteiro. *Florestar Estatistico 3*:15-16.

Santos, Katia M. Pacheco dos, and Nilto Tatto, eds. 2008. Agenda socioambiental de comunidades quilombolas do Vale do Ribeira. São Paulo: Instituto Socioambiental.

Setty, R.S., K. Bawa, T. Ticktin, C. M. Gowda. 2008. Evaluation of a Participatory Resource Monitoring System for Nontimber Forest Products: the Case of Amla (Phyllanthus spp.) Fruit Harvest by Soligas in South India. *Ecology and Society 13(2)* 19. [online] URL: http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art19/

Shackleton, C. M. and S. E. Shackleton. 2006. Household wealth status and natural resource use in the Kat River valley, South Africa. *Ecological Economics 57*:306–317.

Sherbinin, A., L. K. van Wey, K. Mc Sweeney, R. Aggarwal, A. Barbieri, S. Henry, L. M. Hunter, W. Twine, R. Walker. 2008. Rural household demographics, livelihoods and the environment. *Global Environmental Change 18*:38-53.

Sunderlin, W. D., A. Angelsen, B. Belcher, P. Burgers, R. Nasi, L. Santoso, S. Wunder. 2005. Livelihoods, Forests, and Conservation in Developing Countries: An Overview. *World Development 33*:1383–1140.

Van den Berg, J., K. F. Wiersum, H. van Dijk. 2007. The role and dynamics of community institutions in the management of NTFP resources. *Forests, Trees and Livelihoods 17*:183-197.

Yang, X., A. Wilkes, Y. Yang, J. Xu, C. S. Geslani, X. Yang, F. Gao, Y. Yang, B. Robinson. 2009. Common and privatized: conditions for wise management of Matsutake mushrooms in Northwest Yunnan Province, China. *Ecology and Society 14(2)* 30. [online] URL: http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/ art30/