



IX

**Encontro da Sociedade
Brasileira de Economia
Ecológica**

Brasília, 4 a 8 de Outubro de 2011

Políticas Públicas e a Perspectiva da Economia Ecológica

IX ENCONTRO NACIONAL DA ECOECO
Outubro de 2011
Brasília - DF - Brasil

ANÁLISE MATRICIAL DE MANEJO DE RECURSOS RENOVÁVEIS: UMA SUGESTÃO
METODOLÓGICA.

José Aroudo MotaGeraldo Sandoval GóesJefferson Lorencini Gazoni

**Análise Matricial de Manejo de Recursos Renováveis: Uma Sugestão
Metodológica.**

Junho de 2011

Sumário

1. Introdução.....	3
2. A Concessão de Florestas Públicas na Amazônia	4
3. O Modelo Matricial de Usher	6
3.1 O Processo de Crescimento.....	6
3.2 O Processo Regenerativo	7
3.3 A Dinâmica do Modelo.....	7
4. O Exemplo de Usher para uma Floresta de Pinheiros	9
5. Projeção	10
6. Conclusões	11
7. Referências Bibliográficas	12

1. Introdução

O presente artigo tem como objetivos: (i) apresentar a abordagem matricial de Usher (1966) para manejo sustentável de recursos renováveis como uma possível metodologia aplicada para a concessão de florestas nacionais; (ii) realizar simulações a partir do modelo sobre a taxa de exploração para florestas; e (iii) evidenciar a possibilidade, mas também os riscos associados à exploração da floresta.

O objetivo de um administrador de uma concessão florestal é o de maximizar a produção sujeita a conservação do recurso, ou seja, deve estar atento com a exploração, mas também com a conservação desses recursos, pois a conservação dos recursos é necessária para que uma produção sustentável possa ser obtida. A conservação do recurso é obtida através da substituição das árvores exploradas por novas árvores e a produção ótima sustentável é atingida quando as proporções das diferentes classes de tamanho (ou idade) das árvores são mantidas e isto é obtido através da determinação dessas proporções e do cálculo da quantidade de novas árvores que devem ser plantadas.

O presente trabalho utiliza como exemplo de recurso renovável as “Florestas de Seleção”, já no século XIX, Gurnaud concebeu o manejo destas florestas de maneira experimental e Biolley (1920, 1954) codificou as idéias e criou um sistema de administração experimental denominado de “Check Method” que permite produzir a maior quantidade de madeira possível, levando em conta as restrições qualitativas e de conservação. Este estudo utiliza os métodos de seleção feitos por Colette (1934, 1960), no qual, segundo Usher (1966), a exploração do caule é baseada no resultado de listas periódicas, registros de todas as árvores por espécie e por classe de circunferência. Colette calcula uma porcentagem geral de aproveitamento de uma classe de circunferência para a próxima, e esse valor é utilizado para calcular a exploração. A importância do trabalho de Usher (1966) é mostrar que é possível se determinar, a partir do conhecimento dos recrutamentos individuais de cada classe do recurso em relação à classe ou às classes acima, uma estrutura teórica e que é única e pode ser definida para qualquer que seja o conjunto de objetivos do gestor.

O texto contém seis seções, além desta primeira, introdução. A segunda seção apresenta o referencial teórico da concessão de florestas públicas na Amazônia. A terceira seção contém o modelo matricial de Usher (1966): o processo de crescimento, o processo de regeneração e a dinâmica do modelo. A quarta seção apresenta o exemplo de Usher (1966) para uma floresta de pinheiros. A quinta seção mostra como o modelo pode ser utilizado para fazer simulações e a última seção traz as conclusões.

2. A Concessão de Florestas Públicas na Amazônia

A perda contínua de importantes bens e serviços ambientais, principalmente pelo progressivo desmatamento das áreas florestais, em especial, nas florestas tropicais, exigem imediata atenção. Atualmente, 86% das áreas florestais mundiais estão sob a responsabilidade de governos em diferentes níveis, cerca de 5.4 bilhões de hectares. As florestas privadas constituem menos de 10% destas e a gestão comunitária, em somente 4% (Agrawal; Chhatre; Hardin, 2008).

Na África, concessão para exploração das florestas públicas é a principal modalidade de gestão na região centro-oeste: Libéria, Costa do Marfim, Gana, Camarões, Gabão, Congo e África Central (Grut; Gray; Egli, 1991; World Resources Institute 2000). As concessões florestais na Ásia ocorrem principalmente na Malásia, Indonésia, Nova Guiné e Camboja (WORLD BANK, 2000). Na América do Norte, o Canadá possui diversas formas de concessões e na Europa, as concessões florestais não são comuns. Na América do Sul, de acordo com Gray (2000), a concessão de florestas era, já em 2000, estratégia dominante no Suriname, na Guiana, na Venezuela, na Guatemala, no Peru, na Bolívia e na Nicarágua.

Apesar desta tendência internacional, o autor alertou que problemas vêm-se relatando em grande número de países. Esses problemas geralmente envolvem aspectos comuns como: questões biológicas relacionadas às características de cada floresta; questões ambientais relacionadas a impactos da extração de madeira e manejo florestal; aspectos sociais envolvendo o uso das comunidades locais, entre outros.

A Amazônia, segundo a FAO (2004), era, até 2004, o segundo maior produtor de madeira tropical do mundo, apesar de ter grande maioria de suas florestas geridas pelo Estado. Sobre este aspecto, Fearnside (2008) observou que, o desmatamento em grande parte das áreas de fronteira na Amazônia é resultado de fatores socioeconômicos associados a falhas institucionais. É neste contexto que o efetivo controle governamental sobre o uso das florestas públicas no Brasil encontra-se em debate, incluindo, seu uso pelas comunidades locais e sua possível concessão à exploração privada¹. Todavia, em muitas regiões, incluindo áreas florestadas da Ásia, África e América Latina, os limites para a concessão enfrentam o desafio de coexistência com a extração ilegal de madeira (Keller *et al.*, 2007).

Foram localizadas na literatura, diferentes correntes de pensamento a respeito da concessão de florestas à iniciativa privada. Por um lado, alguns autores (Alig; Lee; Moulton, 1990; Conrad; Gillis; Mercer, 2005; Lentini; Veríssimo; Pereira, 2005) afirmam que a concessão de florestas à iniciativa privada é uma boa solução para o desafio da sustentabilidade.

¹ A concessão florestal pode ser entendida como uma delegação onerosa, feita pelo poder concedente (Distrito Federal, governos federal, estadual ou municipal), do direito de praticar manejo florestal sustentável para explorar produtos e serviços numa unidade de manejo (Art. 3º, item VII d a Lei 11.476 de 2/3/2006).

Neste sentido, Arima e Veríssimo (2002) acreditam que com o novo sistema de gestão de florestas na Amazônia, os problemas do desmatamento e perda de recursos naturais serão resolvidos. Apesar desta aparente empolgação, Ferraz e Serôa da Mota (1998) haviam alertado, apesar de concordarem com as concessões, que a implantação de concessões em grandes extensões de florestas nacionais na Amazônia apesar de necessário, não possui a capacidade de garantir a sustentabilidade da exploração madeireira na região.

Por outro lado, são muitos os autores que se opuseram a noção de benefícios apregoados pelos defensores das concessões (Mertens; Forni; Lambin, 2001; Lane, 2003; Baland; Francois, 2005). Esta posição é reforçada pela idéia de que a decisão de adotar a concessão é sustentada por uma noção equivocada de que a exploração privada é mais sustentável que a exploração pública. No Brasil, esta se associa à noção de que o governo brasileiro está mais adequadamente aparelhado para monitorar atividades industriais florestais do que a adotar uma gestão pública sustentável.

Entretanto, Merry *et al.* (2003) chamaram a atenção para algumas complicações desse modelo. Alertam os autores que: 1) a produção de madeira subsidiada por concessões pode ampliar a extração ilegal em terras privadas; 2) as concessões de adicionarão custos de administrativas e profissionais para acompanhamento; 3) as concessões não intimidarão a extração ilegal; 4) a preferência tende a ser concedida como sempre, para os grandes produtores.

Boscolo e Vincent (2007) identificaram utilizando dois modelos empíricos que os custos podem induzir concessionárias a ampliar a extração. Neste sentido, são muitos os estudos que apresentam os impactos da extração de madeira na Floresta Amazônica. Os estudos sugerem que fatores críticos socioambientais podem explicar porque as indústrias madeireiras são responsáveis por grande extração e rápida migração na Amazônia (Dickinson *et al.*, 1996; Browder, 1987; Barros; Uhl, 1995). Sugere-se que as práticas de extração na Amazônia e as políticas ambientais não encorajam as formas sustentáveis de exploração da madeira na Amazônia.

A extração de grandes quantidades de árvores adultas de alto valor comercial remove importantes sementes e prejudicam a regeneração (O'Connell, 1996). Isto exige uma contínua migração das indústrias rumo a novos estoques. Como resultado, muitos pensadores questionam se será realmente possível efetivar a concessão de áreas florestadas na região (Pinedo-Vasquez *et al.*, 2001).

Ainda existem os que se contrapõem à concessão por apoiar um modelo de gestão comunitária das florestas públicas (Tucker, 1999; Baland; Francois, 2005; Godoy, 2006). Aqui se assume que como resultado das concessões, tem-se que conceder os recursos florestais públicos ao setor privado, mas isto não é a única alternativa existente e se deixam de lado outros diferentes arranjos de exploração sustentável dos recursos florestais (Godoy, 2006). Recomenda-se que governos, indústrias e organizações não governamentais em conjunto, promovam a

implementação de um modelo de gestão compartilhada em conjunto com as populações envolvidas (Dennis *et al.*, 2008).

Logo, pode-se perceber que as experiências apontam para diversos fatores que estão potencialmente envolvidos no sucesso de uma proposta de gestão por meio da concessão das florestas públicas no Brasil e na Amazônia em especial. A gestão privada defendida como a melhor maneira de assegurar a utilização sustentável do recurso, segundo os estudos apresentados, não resulta automaticamente em gestão sustentável dos recursos. Por outro lado, a gestão pública também tem apresentado problemas. Tal fato aponta que existem outros elementos explicativos do sucesso de uma boa gestão florestal além de sua concessão ao setor privado.

3. O Modelo Matricial de Usher

O modelo de Usher (1966) é uma adaptação de modelos que buscam uma estrutura estável de idades em populações animais ou populações medidas por classes de idade que foram estudadas por Leslie (1945 e 1948), Williamson (1959) e Lefkovitch (1965).

3.1 O Processo de Crescimento

As árvores são divididas em 6 classes de tamanhos (diâmetros) diferentes. Vamos assumir que uma árvore que está na *i*-ésima classe no início de um período de tempo poderá:

- (i) Pertencer à mesma classe no final deste período;
- (ii) Pertencer a uma classe caracterizada por um maior tamanho; ou
- (iii) Pode ter morrido, e neste caso será explorada.

O processo de crescimento de recursos renováveis medidos em atributos de tamanho é representado por uma matriz quadrada estocástica **P'** com (n+1) linhas e colunas, construída a partir de dados de recrutamento que mostram as probabilidades dos organismos se moverem para outra classe ou permanecerem na mesma classe:

$$P' = \begin{bmatrix} a_0 & \cdot & \cdot & \cdot & \cdots & \cdot & \cdot \\ b_0 & a_1 & \cdot & \cdot & & \cdot & \cdot \\ \cdot & b_1 & a_2 & \cdot & & \cdot & \cdot \\ \cdot & & b_2 & a_3 & & \cdot & \cdot \\ \vdots & & & & & & \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & & a_{n-1} & \cdot \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & & b_{n-1} & a_n \end{bmatrix}$$

Onde:

- (i) a_i é a probabilidade de um organismo na i -ésima classe permanecer na mesma classe durante o período, i variando de 0 a n : ($i = 0, 1, 2, \dots, n$); e
- (ii) b_i é a probabilidade de um organismo da i -ésima classe passar para a classe $(i+1)$ durante o período, i variando de 0 a n : ($i = 0, 1, 2, \dots, n$).

Hipóteses:

- (i) que $a_n < 1$: pressupõe-se que a exploração ocorra ao final do período, logo antes do início do novo período, e que a exploração da maior classe é majoritária;
- (ii) $a_i + b_i = 1$ ($i = 0, 1, 2, \dots, n - 1$): pois é impossível a perda de um organismo durante o período; e
- (iii) $0 \leq a_i < 1$ e $0 < b_i \leq 1$: já que todas as $n + 1$ classes representadas pela matriz são possíveis, uma parte dos indivíduos em cada classe, exceto pela n -ésima classe, devem ir para uma classe superior.

3.2 O Processo Regenerativo

A matriz Q demonstra o processo de regeneração e contém $n + 1$ colunas e fileiras. Essa matriz contém elementos iguais a zero, exceto por alguns elementos positivos na primeira fileira. Estes elementos representam funções da regeneração:

$$Q = \begin{bmatrix} a_0 & k_1 & k_2 & k_3 & \cdots & k_{n-1} & k_n \\ b_0 & a_1 & \cdot & \cdot & & \cdot & \cdot \\ \cdot & b_1 & a_2 & \cdot & & \cdot & \cdot \\ \cdot & & b_2 & a_3 & & \cdot & \cdot \\ \vdots & & & & & & \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & & a_{n-1} & \cdot \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & & b_{n-1} & a_n \end{bmatrix}$$

onde: k_i é a função de regeneração da i -ésima classe, ($i = 1, 2, \dots, n$).

3.3 A Dinâmica do Modelo

A estrutura em um instante t é dado pelo vetor coluna \mathbf{q}_t abaixo:

$$\mathbf{q}_t = \{q_{t,0}, q_{t,1}, q_{t,2}, \dots, q_{t,n}\} \quad (1)$$

onde: $q_{t,i}$ ($i = 0, 1, 2, \dots, n$) indica o número de organismos na i -ésima classe em um tempo t .

Pelo fato da matriz \mathbf{Q} conter a estimativa da regeneração e as probabilidades de um organismo mudar de classe, a estrutura do recurso natural em um tempo $t + 1$ é dada por $\mathbf{q}_{t+1} = \mathbf{Q}\mathbf{q}_t$.

A comparação entre a estrutura do recurso no instante t (\mathbf{q}_t) e estrutura do recurso no instante $t + 1$ (\mathbf{q}_{t+1}) fornece as bases para o estudo da estabilidade do recurso natural. Caso o recurso em questão tenha atingido um ponto estável, a proporção de indivíduos em cada classe haverá de ser a mesma em ambos os períodos, mesmo que o número de indivíduos no recurso tenha aumentado nesse período. Este aumento será colhido para exploração. Então temos que:

$$\mathbf{Q}\mathbf{q}_t = 1/\lambda \cdot \mathbf{q}_{t+1}.$$

Caso λ seja constante, o recurso será estável. Supondo-se que o ponto de estabilidade seja atingido, a estrutura estável de proporções pelo vetor \mathbf{q} , será representada por:

$$\mathbf{Q}\mathbf{q} = \lambda\mathbf{q}. \quad (2)$$

Da equação (2) notamos que λ é uma raiz característica da matriz \mathbf{Q} . Como a ordem da matriz \mathbf{Q} é $n + 1$, existem $n + 1$ autovalores possíveis para λ . Se existe um valor de λ que é maior que uma unidade, então o número de árvores pode aumentar em um período de tempo, e o aumento neste número será uma medida da exploração potencial.

É fácil mostrar que os dados de regeneração e recrutamento podem ser representados pela matriz \mathbf{Q} :

$$\mathbf{Q} = \begin{bmatrix} a_0 & c_1(\lambda - 1) & c_2(\lambda - 1) & \cdots & c_{n-1}(\lambda - 1)c_n(\lambda - a_n) \\ b_0 & a_1 & \cdot & \cdot & \cdot \\ \cdot & b_1 & a_2 & \cdot & \cdot \\ \cdot & \cdot & b_2 & \cdot & \cdot \\ \vdots & & & & \\ \cdot & \cdot & \cdot & a_{n-1} & \cdot \\ \cdot & \cdot & \cdot & b_{n-1} & a_n \end{bmatrix}$$

onde: c_i ($i = 1, 2, \dots, n$) é o número de árvores de uma classe qualquer que pode se regenerar em um local previamente ocupado por um indivíduo de classe i que tenha sido colhido.

A equação matricial $\mathbf{Q}\mathbf{q} = \lambda\mathbf{q}$ dará a dinâmica do modelo. Usher (1966) mostra:

- (i) Existe ao menos uma raiz característica λ da matriz \mathbf{Q} que é maior que uma unidade;
- (ii) Existe uma única estrutura ótima para um recurso renovável, classificada por alguns atributos de tamanho e que é significativa, isto é, que não possui valores negativos ou imaginários; e

- (iii) Esta estrutura é associada com a maior raiz latente da matriz, e, portanto, maximiza a produção deste recurso.

4. O Exemplo de Usher para uma Floresta de Pinheiros

Em seu exemplo, Usher (1966) utilizou dados retirados de plantações florestais em *Corroul*, Condado de *Inverness*, Escócia. Essa floresta contém um grande número de espécies, sendo predominantes os abetos das variações norueguesas e Sitka e os pinheiros silvestres. O caule do abeto Sitka e do pinheiro silvestre são normalmente de classe de qualidade III (Hummel, Christie, 1953). O manejo destas áreas é dividido em seis blocos semelhantes, sendo realizada uma contagem por bloco a cada seis anos. O inventário se constitui na avaliação de todas as árvores no bloco e sua separação por espécie e por largura do tronco. Os valores de regeneração não foram medidos em campo e se baseiam em estimativas tiradas de tabelas para a produção de pinheiro silvestre dadas por Hummel e Christie (1953). Tais valores foram calculados como a razão entre árvores de classe 0, por acre e pelo número de árvores de classe i . Presume-se que o espaço liberado pela derrubada de árvores pequenas seja ocupado pela copa de árvores maiores, não formando, portanto, focos de regeneração.

Sob as hipóteses acima mencionadas, Usher (1966) chega à matriz Q :

$$Q = \begin{bmatrix} 0,72 & 0 & 0 & 3,6(\lambda - 1) & 5,1(\lambda - 1) & 7,5\lambda \\ 0,28 & 0,69 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0,31 & 0,75 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0,25 & 0,77 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0,23 & 0,63 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0,37 & 0 \end{bmatrix}$$

Supõe-se que o objetivo do manejo é ter uma produção estável de pinheiro silvestre, e que os indivíduos de classe 5 são do tamanho necessário, assim sendo, todos os indivíduos nessa classe serão colhidos, logo, o termo a_5 na matriz é igual a zero. A estrutura estável representada na matriz Q pode ser encontrada pelo processo de interação. A equação $Qq = \lambda q$ resulta em um conjunto de $n + 1$ equações lineares simultâneas com $n + 2$ variáveis.

Se q_0 for escolhido arbitrariamente como 1000, valores aleatórios de λ podem ser escolhidos para gerar as estruturas representadas pelos termos q nas equações acima. Por exemplo, se um $\lambda = 1,2042$ for utilizado, teremos $z = -0,230$, portanto um valor para λ correto até a quarta casa decimal seria 1,2043. A estrutura estável de floresta seria então representada pelo vetor: {1000, 544, 372, 214, 86, 26}. Depois de cada período de contagem de seis anos, haverá uma colheita de $[(1,204 - 1)/1.204] \times 100\%$, ou seja, aproximadamente 17% das árvores mais o adicional da última classe.

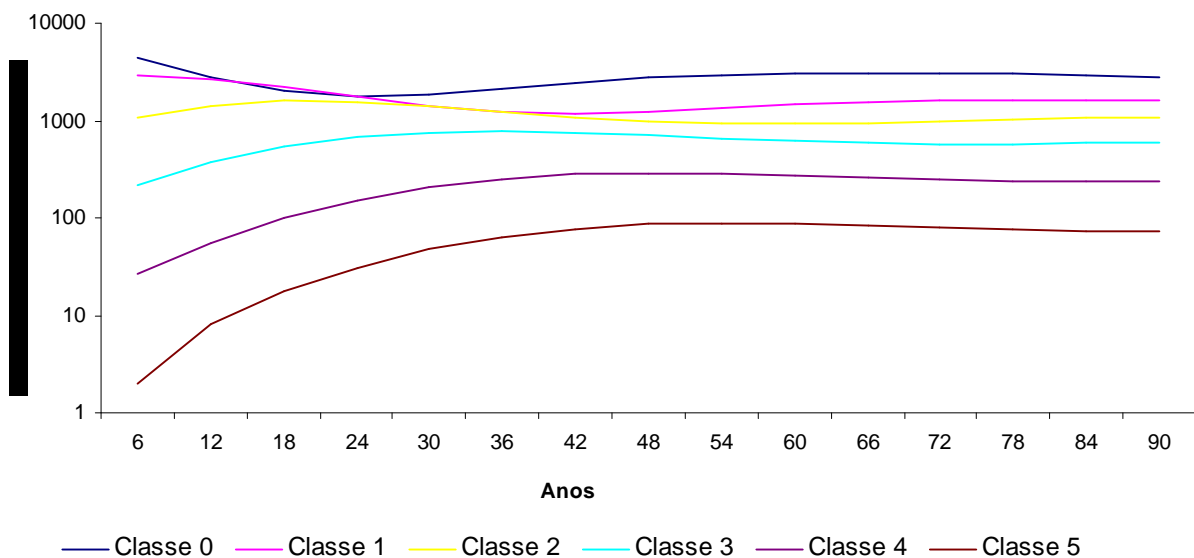
5. Projeção

O modelo matricial pode ser utilizado para fazer projeção e encontrar uma estrutura que tenda à estabilidade. Para isto basta substituir, por exemplo, o valor $\lambda = 1,2043$ na matriz \mathbf{Q} .

Supondo que a estrutura no presente, \mathbf{q}_0 , é dada por $\mathbf{q}_0 = \{4461, 2926, 1086, 222, 27, 2\}$. Pré multiplicando este vetor pela matriz \mathbf{Q} temos a estrutura florestal após 6 anos: $\mathbf{r}_1 = \{3422, 3268, 1722, 442, 68, 10\}$. Se uma produção de 17% for retirada ($\lambda = 1,2043$), então $\mathbf{e}_1 = \{581, 554, 292, 75, 11, 2\}$, deixando uma estrutura \mathbf{q}_1 para o próximo período $\mathbf{q}_1 = \{2841, 2714, 1430, 367, 57, 8\}$, onde as 8 árvores de classe 5 serão retiradas para um aumento de produção.

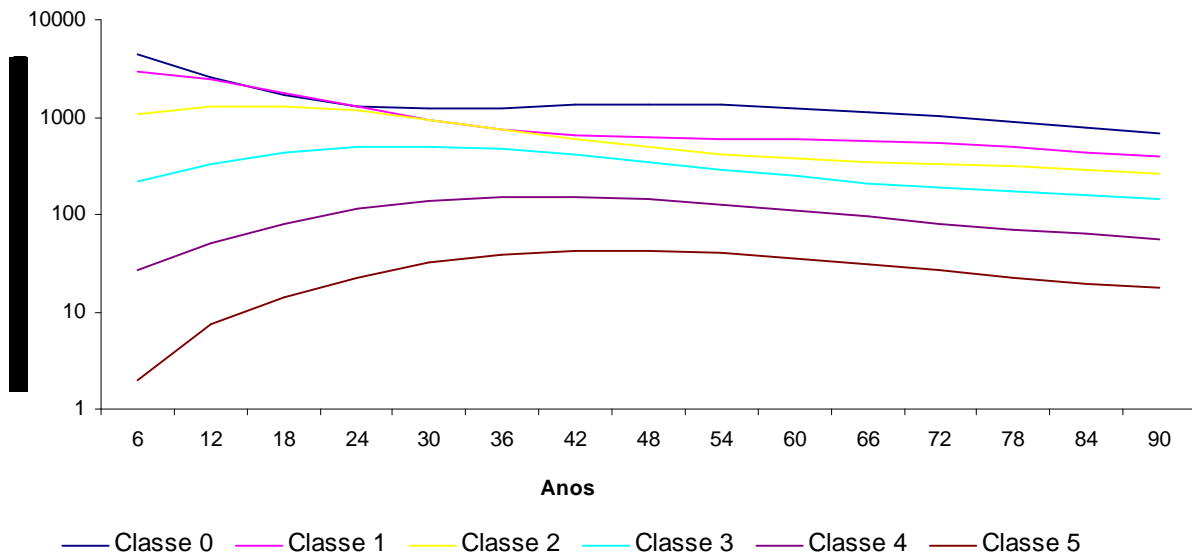
As estruturas florestais \mathbf{q}_i , com i de 0 a 14 foram traçadas na Figura 1 abaixo. Pode ser visto que a floresta seria levada, possivelmente, ao ponto próximo do equilíbrio, previamente calculado como \mathbf{q} , após 12 períodos de contagem. Este período permitiria o crescimento gradual das árvores mais velhas e a substituição natural do número excessivo de árvores jovens, mostrado na figura abaixo.

**Gráfico 1 - Projeção do Número de Árvores por Classes de Diâmetro
(Taxa de Exploração de 17%)**



No exemplo acima foi utilizada uma taxa de exploração de 17%, que corresponde a uma raiz característica com valor $\lambda = 1,2043$. Caso a taxa de exploração fosse aumentada para 25%, a simulação mostra o comportamento abaixo dado pela figura 2:

**Gráfico 2 - Projeção do Número de Árvores por Classes de Diâmetro
(Taxa de Exploração de 25%)**



Como podemos notar esta estrutura não será mais sustentável. Esta é a melhor lição deste modelo. Existe a possibilidade de se encontrar estruturas ótimas de manejo florestal, porém tal estrutura é única para cada tipo de floresta.

6. Conclusões

A simulação realizada neste artigo utilizou probabilidades de regeneração, recrutamento e mortalidade para a espécie de pinheiros que possui taxas de crescimento significativamente maior do que as taxas de crescimento das espécies da Amazônia e, portanto pelo fato de ser uma superestimação destas representam um indicador de que a trajetória sustentável de manejo em áreas típicas da Amazônia é mais crítica do que foi aqui apresentado. O trabalho também mostrou uma técnica possível para o manejo a ser utilizada na concessão das florestas nacionais. O modelo mostra que:

- (i) É possível obter uma estrutura florestal ótima, no sentido de maximizar uma produção sustentável;
- (ii) A taxa de exploração deve ser determinada a partir das probabilidades de recrutamento, visto que esta é uma função do valor característico da matriz do sistema. Taxas de exploração feitas de maneira *ad-hoc* podem levar á exaustão do recurso natural.

7. Referências Bibliográficas

AGRAWAL, A.; CHHATRE, A.; HARDIN, R. **Changing governance of the world's forests.** Science, v. 320, p. 1460 – 1462, 2008.

ALIG, R.J.; LEE, K.J.; MOULTON, R.J. **Likelihood of timber management on nonindustrial private forests: evidence from research studies.** Asheville-NC, United States Department of Agriculture, 1990. 24p. (General Technical Report SE-60).

ARIMA, E.; VERISSIMO, A. **Brasil em Ação: ameaças e oportunidades econômicas na fronteira amazônica.** Belém: IMAZON, 2002.

BALAND, J.M.; FRANCOIS, P. **Commons as insurance and the welfare impact of privatization.** Journal of Public Economics, v. 89, p. 211 – 231, 2005.

BARROS, A. C.; UHL, C. **Logging along the Amazon River and estuary: Patterns, problems and potential.** Forest Ecology and Management, v. 77, p. 87–105, 1995.

BIOLLEY, H. E. **L'Aménagement des Forêts par la méthode expérimentale et spécialement la méthode du contrôle.** Paris, 1920.

_____. **The planning of managed forests by the experimental method and especially the Check Method.** Traduzido por M. L. Anderson. Oxford, 1954.

BLACK, J. N. **The ultimate limits of crop production.** Proc. Nutr. Soc. 24, 2-8, 1965.

BOSCOLO, M.; VINCENT, J.R. **Area fees and logging in tropical timber Concessions.** Environment and Development Economics, v. 12, p. 505 - 520, 2007.

_____; VINCENT, J.R. **Promoting better logging practices in tropical forests: a simulation analysis of alternative regulations.** Land Economics, v. 76, p. 1 - 14, 2001.

BRAUER, A. **A new proof of theorems of Perron and Frobenius on non-negative matrices: I. Positive matrices.** Duke math. J. 24, 367-378, 1957.

_____. **On the characteristic roots of power positive matrices.** Duke math. J. 28, 439-446, 1961.

_____. **On the theorems of Perron and Frobenius on no-negative matrices.** In: Studies in mathematical analysis and related topics. S. Filbarg *et al.* Stanford, 1962.

BROWDER, J. O. **Brazil's export promotion policy (1980–1984): Impacts on the Amazon's industrial wood sector.** The Journal of Developing Areas, v. 21, p. 285–304, 1987.

COLETTE, L. **Une méthode d'aménagement des futaies jardinées.** Bull. Soc. Cent. For. Belg. 37, 429-437, 457-470, 1934.

_____. **Trente années de contrôle en hêtraie jardinée.** Trav. Stn Rech. Groenendael (Ser. B), 25. 1-44, 1960.

CONRAD, R.; GILLIS, M.; MERCER, E. **Tropical forest harvesting and taxation: a dynamic model of harvesting behavior under selective extraction systems.** Environment and Development Economics, v. 10, p. 689 – 709, 2005.

DENNIS, R. A.; MEIJAARD, E.; NASI, R.; GUSTAFSSON, L. **Biodiversity conservation in Southeast Asian timber concessions: a critical evaluation of policy mechanisms and guidelines.** Ecology and Society, v. 13, n. 1, p. 25, 2008.

DICKINSON, M.B.; DICKINSON, J.C.; PUTZ, F.E. **Natural forest management as a conservation tool in the tropics: Divergent views on possibilities and alternatives.** Commonwealth Forestry Review, v. 75, p. 309–315, 1996.

FAN, Ky. **Topological proofs for certain theorems on matrices.** Mh. Math. 62, 219-237, 1958.

FAO. Faostat Forestry Data 2004. Disponível em <<http://www.apps.fao.org/page/collections?subset=forestry>>. Acesso em 20 dez. 2007.

FEARNSIDE, P. M. **The roles and movements of actors in the deforestation of Brazilian Amazonia.** Ecology and Society, v. 13, n. 1, p. 23 – 45, 2008.

FERRAZ, C.; SEROA da Motta, R. **Economic incentives and forest concessions in Brazil.** Planejamento e Políticas Públicas, n. 18, p. 259 – 287, 1998.

FROBENIUS, G. **Über Matrizen aus nicht negativen Elementen.** Sber. Preuss. Akad. Wiss. 26, 456-477, 1912.

GRAY, J.A. **Forest Concessions: experience and lessons from countries around the world.** In: IUFRO International Symposium: Integrated Management of Neotropical Rain Forests by Industries and Communities. Belém, 4 a 7 de dezembro de 2000. 19p.

GODOY, A.M.G. **A gestão sustentável e a concessão das florestas públicas.** Revista de Economia Contemporânea, v. 10, n. 3, p. 631 - 654, 2006.

GRUT, M; GRAY, J.A.; EGLI, N. **Forest pricing and concession policies: managing the hilt forests of west and Central Africa** (Technical Paper N° 143). Washington, DC.

HUMMEL, F. C., CHRISTIE, J. **Revised yield tables for conifers in Great Britain.** Fory Commn For. Rc. 24, 1953.

KELLER, M.; ASNER, G.P.; BLATE, G.; MCGLOCKIN, J.; MERRY, F.; PEÑA-CLAROS, M.; ZWEEDE, J. **Timber production in selectively logged tropical forests in South America.** *Frontiers in Ecology and Environment*, v. 5, n. 4, p. 213-216, 2007.

LANE, M.B. **Decentralization or privatization of environmental governance? Forest conflict and bioregional assessment in Australia.** *Journal of Rural Studies*, v. 19, p. 283 - 294, 2003.

LEFKOVITCH, L. P. **The study of population growth in organisms grouped by stages.** *Biometrics*, 21, 1-18, 1965.

LENTINI, M.; VERÍSSIMO, A.; PEREIRA, D. **O estado da Amazônia.** Belém, Imazon, 2005.

LESLIE, P. H. **On the use of matrices in certain population mathematics.** *Biometrika*, 33, 183-212, 1945.

_____. **Some further notes on the use of matrices in population mathematics.** *Biometrika*, 35, 213-245, 1948.

MERRY, F.D.; AMACHER, G.S.; LIMA, E.; NEPSTAD, D.C. **A risky forest policy in the Amazon?** *Science*, v. 299, p. 1843-1845, 2003.

MERTENS, B., FORNI, E.; LAMBIN, E.F. **Prediction of the impact of logging activities on forest cover: a case study in the East province of Cameroon.** *Journal of Environmental Management*, v. 62, p. 21 – 36, 2001.

O'CONNELL, M. A. **Managing biodiversity on private lands.** In: Szaro, R. C., and Johnson, W.D. (eds.), *Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice.* Oxford, Oxford University Press, 1996, p. 665–678.

PINEDO-VASQUEZ, M.; ZARIN, D.J.; COFFEY, K.; PADOCH, C.; RABELO, F. **Post-boom logging in Amazonia.** *Human Ecology*, v. 29, n. 2, p. 219 - 239, 2001.

TUCKER, C.M. **Private versus common property forests: forest conditions and tenure in a Honduran community.** *Human Ecology*, v. 27, n. 2, p. 201 – 230, 1999.

USHER, M. B. **A matrix approach to the management of renewable resources, with special reference to selection forests.** Department of Forestry and Natural Resources, Edinburgh, 355-367, 1966.

WILLIAMSON, M. H. **Some extensions in the use of matrices in population theory.** *Bull. Math. Biophys.* 21, 13-17, 1959.

WORLD BANK. **The Forest Sector- A World Bank Policy Paper.** Washington, DC.

WORLD RESOURCES INSTITUTE (WRI). The forest for the trees? Government policies and measures of forest resources. Washington, DC., WRI, 2000.