

| 94 | MODELAGEM ECONÔMICO-ECOLÓGICA COM O *INVEST* MODEL COMO SUBSÍDIO PARA A IMPLANTAÇÃO DE ESQUEMAS DE PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS (PSA'S)¹

Junior Ruiz Garcia, Ademar Ribeiro Romeiro

Resumo:

O objetivo principal deste trabalho é ilustrar o uso do *Hydropower Model* do *InVEST* (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*) como subsídio para avaliação dos serviços ecossistêmicos associados ao provimento de água para a gestão de bacias hidrográficas e a implantação de esquemas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA's). A avaliação tomará por base territorial as Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira, localizadas na Região Metropolitana de Curitiba (RMC). A Política Nacional de Recursos Hídricos estabelece a água como um bem público, limitado, mas dotado de valor econômico. No entanto, a “precificação” da água ou de qualquer bem ou serviço ecossistêmico não se mostrou tarefa trivial. A modelagem econômico-ecológica pode ser uma importante ferramenta para subsidiar a gestão de bacias hidrográficas e a própria adoção de esquemas de PSA's, uma vez que permite avaliar os custos ambientais e sociais das atividades econômicas. Os resultados do exercício mostraram que em torno de 240 mil hectares estão sendo sobreutilizados, e que a adequação do uso das terras à escala “sustentável” poderia ampliar a disponibilidade de água em mais de 878 milhões/m³/ano. Essa informação representa apenas parcela dos benefícios obtidos com a adequação do manejo do solo, mas já permitiria subsidiar o desenho um esquema de PSA nas bacias hidrográficas.

Palavras-chave: *InVEST Model*; Pagamento por Serviços Ambientais; Modelagem Econômico-Ecológica.

1. Introdução

Os economistas ecológicos tomam em conta uma abordagem alternativa para enfrentar a problemática ambiental, na qual não existe um padrão metodológico. O economista ecológico define uma área de interesse onde se manifestam os problemas econômico-ecológicos, seleciona determinado problema e, partir do problema é que serão

¹ Este trabalho recebeu suporte financeiro – bolsa de doutorado 2010/2011 – do Centro Internacional Celso Furtado.

determinados os procedimentos metodológicos e a perspectiva teórica para resolvê-lo. É preciso considerar ainda a estreita interdependência entre os componentes ecossistêmicos e destes com a economia. É nesta perspectiva que deveria ser realizado todo o levantamento e a preparação das informações que subsidiarão as políticas de gestão ambiental.

A modelagem está ganhando destaque na proposta da Economia Ecológica para subsidiar o desenho de políticas ambientais. Esse instrumento pode contribuir na identificação dos *tradeoffs* existentes entre a conversão de áreas naturais, a provisão de serviços ecossistêmicos das áreas convertidas e adjacentes, a escala “sustentável”, “possível” ou “aceitável” de uso dos recursos naturais etc. Essas informações podem fornecer subsídios para uma gestão mais adequada dos recursos naturais e de bacias hidrográficas, além de contribuir para a implantação de esquemas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA’s), uma vez que permite identificar as áreas provedoras e beneficiadas pelos de serviços ecossistêmicos.

Neste contexto, o foco central deste trabalho é ilustrar o uso do *InVEST Model* como subsídio para avaliação dos serviços ecossistêmicos associados ao provimento de água para a implantação de esquemas de PSA’s em bacias hidrográficas. Segundo Wander (2005), um Esquema de PSA seria descrito por alguns critérios: i) transação voluntária; ii) serviço ecossistêmico definido ou o uso do solo esteja comprometido apenas para assegurar o fluxo ecossistêmico de serviços (uso principal do solo); iii) constituição de transações entre pelo menos um comprador e um provedor de serviços ecossistêmicos; iv) se e somente se o provedor de bem(ns) ou serviço(s) ecossistêmico(s) assegurar a provisão (condicionalidade).

Esse exercício tomará por base territorial as Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira, localizadas na Região Metropolitana de Curitiba (RMC). Essas bacias sofrem uma intensa pressão antrópica que comprometem a resiliência dos ecossistemas e a capacidade de provimento de serviços ecossistêmicos.

Este trabalho está organizado em três seções além desta introdução e das considerações finais. A primeira apresenta os aspectos teórico-metodológicos do *InVEST Model*. Na segunda serão apresentadas as características socioeconômicas e ambientais das Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira. Em seguida, empreender-se-á a avaliação e valoração ecossistêmica relacionada ao provimento de água. Por fim, apresentam-se algumas considerações sobre o uso da modelagem econômico-ecológica para subsidiar a adoção de esquemas de PSA’s em bacias hidrográficas.

2. Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs (InVEST)

O *InVEST Model* foi desenvolvido pelo Projeto Capital Natural para subsidiar a gestão dos recursos ambientais. Os resultados podem subsidiar a elaboração de modelos de gestão de áreas terrestres, costeiras ou marinhas que possam prover um *mix* de benefícios para a sociedade (Quadro 1).

Quadro 1 – Ecossistemas Avaliados pelo *InVEST* Versão 2.1 Beta

<i>Freshwater</i>	<i>Marine</i>	<i>Terrestrial</i>
1. <i>Hydropower</i> 1.1 <i>Water Yield</i> 1.2 <i>Water Scarcity</i> 1.3 <i>Valuation</i>	1. <i>Aesthetic Quality</i> 2. <i>Finfish Aquaculture</i> 3. <i>Habitat Risk Assessment</i> 4. <i>Overlap Analysis</i> 5. <i>Wave Energy</i>	1. <i>Biodiversity</i> 2. <i>Carbon</i> 3. <i>Pollination</i> 4. <i>Timber</i>
2. <i>Nutrient Retention</i> 2.1 <i>Water Yield (2)</i> 2.2 <i>Nutrient Retention</i> 2.3 <i>Valuation</i>	6. <i>Coastal Protection</i> 6.10a <i>Fetch Calculator</i> 6.20b <i>Vulnerability Index</i>	
3. <i>Sediment</i> 3.1 <i>Soil Loss</i> 3.2 <i>Valuation</i>		

Fonte: Baseado em Tallis *et al.*, 2011.

Os modelos são espacialmente explícitos, porque utilizam mapas como fonte de informações e quase todos os seus resultados são expressos em mapas. Os resultados podem ser expressos na métrica biofísica – toneladas de carbono –, ou na métrica monetária – valor presente líquido do carbono capturado. A resolução espacial é flexível, permitindo, deste modo, análises em escala local, regional ou global. É possível ainda criar cenários para elevar o nível de informação sobre a área em avaliação. As principais características são: i) compilação de modelos teóricos consagrados que requerem uma quantidade relativamente pequena de dados; ii) foco de ação é subsidiar a tomada de decisão sobre a gestão ambiental.

Neste trabalho será utilizado o *Hydropower Model* para avaliar a contribuição das florestas e da adequação do uso e ocupação das terras a “escala aceitável” do ecossistema analisado em termos da disponibilidade de água. Segundo Tosto (2010), a escala representa a dimensão biofísica do subsistema antrópico em relação ao ecossistema. No caso da área do Coaliar, a escala representa a dimensão biofísica em termos da área ocupada pela agropecuária e silvicultura.

O *Hydropower* permite estimar a quantidade média anual e o valor da energia hidroelétrica produzida pelos reservatórios a partir do *water yield* – volume que cada parcela da paisagem contribui anualmente para a disponibilidade de água. O *water yield* permite avaliar a variação no volume de água disponível na bacia diante de mudanças no uso e ocupação das terras. Este trabalho não avaliará a capacidade de geração de hidroeletricidade, apenas a variação no fluxo de água de disponível. O modelo disponibiliza dois componentes para avaliação biofísica dos ecossistemas, *Water Yield* e *Water Scarcity* ou *Water Consumption* (Quadro 2) e um para a valoração econômica dos serviços ecossistêmicos, *Hydropower Valuation*.

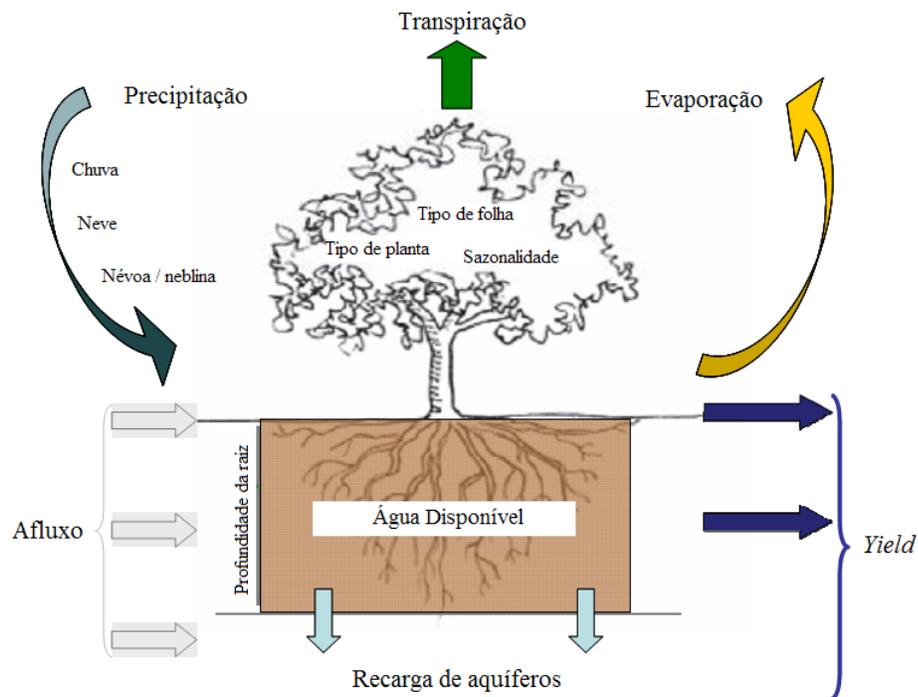
Quadro 2 – Aspectos Teórico-Metodológicos dos *Water Yield* e *Scarcity Models*

Objetivo
Estimar a contribuição de cada parcela da paisagem no provimento de água para uso hidroelétrico. No entanto, as informações geradas permitem uma avaliação da provisão e da demanda de água na bacia.
<i>Water Yield</i>
$Y_{xj} = \left(1 - \frac{AET_{xj}}{P_x}\right) \times P_x$, onde Y_{xj} é a <i>Water Yield</i> , AET_{xj} é a evapotranspiração atual sobre o <i>pixel</i> (x) com o uso do solo (j) e P_x é a precipitação anual.
<i>Water Scarcity</i>
$V_{in} = P - u_d$, onde V_{in} volume de <i>water scarcity</i> , Y <i>water yield</i> e u_d volume total de água consumida a montante.
Limitações
Baseia-se na média anual, negligencia os extremos e não considera as dimensões temporais; considera que toda a água “produzida” em excesso na bacia sai, sem considerar a captação por outros meios; águas subterrâneas são desconsideradas; não considera padrões sub-anuais de tempo; considera a demanda consuntiva por tipo de uso do solo, entretanto, há diferenças na demanda; uma variável simples (Y_d) é usada para representar múltiplos aspectos da alocação da água.

Fonte: Baseado em Tallis *et al.*, 2011.

O *Water Yield* corresponde à quantidade de água resultante da precipitação que não foi evapotranspirada, somatório do escoamento superficial, sub-superficial e subterrâneo (Figura 1).

Figura 1 – Modelo Conceitual de Balanço Hídrico Utilizado pelo *Hydropower Model*



Fonte: Tallis *et al.*, 2011, p. 182.

O modelo executado três componentes de maneira sequencial. O primeiro estima o fluxo de água superficial de cada *pixel* como a diferença entre a precipitação e a fração de água evapotranspirada. O modelo não diferencia escoamento superficial, sub-superficial e subterrâneo, mas assume que toda a água “produzida” (*water yield*) a partir de cada *pixel* alcança o ponto de interesse através desses três “caminhos”.

O modelo permite estimar a proporção do *water yield* que poderá ser utilizada para a geração de energia hidroelétrica, como resultado da subtração entre o *water yield* e a parcela destinada para uso consuntivo, ou seja, estima à quantidade de água disponível na bacia na escala da sub-bacia.

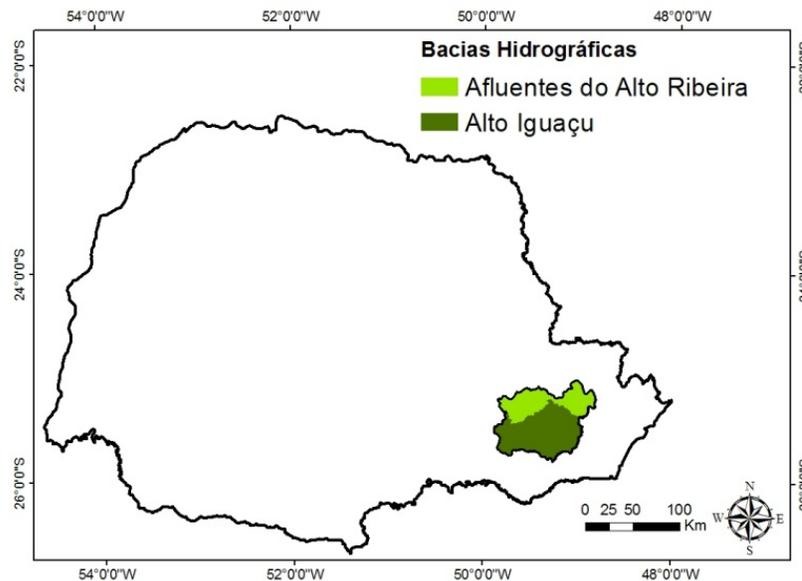
O terceiro estima a quantidade de energia hidroelétrica que pode ser gerada pela água que chega aos reservatórios e o valor dessa energia. Esse componente não será avaliado, porque a região não é uma grande produtora de energia hidroelétrica.

A disponibilidade de água nas bacias está relacionada às mudanças no uso e ocupação das terras. Alterações no tipo de cobertura do solo podem alterar o ciclo hidrológico, afeta a taxa de evapotranspiração, infiltração e de retenção da água no solo etc. Os mapas gerados pelo *Hydropower Model* podem auxiliar na tomada de decisão quanto ao tipo de uso e ocupação das terras que amenizem os impactos sobre a disponibilidade de água, direcionando para um uso mais sustentável dos ecossistemas.

Cabe destacar que os resultados proporcionados pela modelagem podem ser utilizados para subsidiar a decisão sobre os investimentos necessários para a restauração e/ou gestão de uma paisagem natural, ajudando a manter ou melhorar o fluxo de importantes serviços ecossistêmicos na bacia. Ainda, os resultados podem indicar quais são as principais fontes provedoras de serviços ecossistêmicos e as principais áreas beneficiadas por estes serviços.

3. Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira

O Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira (Coaliar) (Mapa 1) foi instituído pelo Decreto Estadual nº 5.878/2005, compreende 6.036 km².
Mapa 1 - Localização do Coaliar



Fonte: Baseado em Águas Paraná (2010a).

O Coaliar envolve total ou parcialmente 21 municípios da Região Metropolitana de Curitiba - RMC. O Coaliar é resultado da união institucional das bacias hidrográficas que abastecem a RMC: Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira, cujo objetivo foi à composição de uma única área para atuação e jurisdição de rios de **domínio exclusivo do Estado do Paraná**.

O uso e ocupação das terras no Coaliar são caracterizados pela forte intervenção humana, pela presença de um importante componente urbano-industrial, concentrado na RMC. Em 2010, no território do Coaliar a população era de 3,07 milhões, densidade demográfica de 509 hab./km² (Tabela 1).

Tabela 1 - Informações Demográficas do Coaliar e do Paraná: 2010

Variáveis	Coaliar	% do Paraná
População Residente (pessoas)	3.072.745	29,4%
Densidade Demográfica - Hab./km ²	509	52,2
População Residente - Urbana	2.888.808	32,4%
Taxa de Urbanização (%)	94%	85,3%
População Residente - Rural	183.937	12,0%

Fonte: Baseado em IBGE (2010d).

A organização político-administrativa do Coaliar e o intenso uso da terra torna evidente a dificuldade para a implantação da gestão integrada dos recursos naturais, porque envolve inúmeros interesses e diversas unidades institucionais relativamente “autônomas”: **municípios, RMC e bacia**, todas com objetivos distintos e particulares.

4. Avaliação do Provedimento de Água no Coaliar

a) Levantamento e Preparação dos Dados

As profundidades médias foram levantadas segundo a classe de solo considerando o 1º nível categórico encontrado na área do Coaliar obtido a partir dos trabalhos de Spera *et al.* (1977), Embrapa (1999), IBGE (2007) e Bhering (2007).

O volume médio anual precipitado foi obtido a partir das informações no banco de dados *online* da ANA, *Hidroweb*, por estação pluviométrica, para o período 1990-2001.

O *Plant Available Water Content (PAWC)* representa a fração de água estocada no solo que estará disponível para as plantas, varia entre 0 e 1 – obtido com o auxílio do *software SPAW - Soil-Plant-Atmosphere-Water*, Departamento de Agricultura dos Estados Unidos.

O potencial médio anual de evapotranspiração foi obtido a partir da integração entre as classes de uso das terras 2001/02 e a evapotranspiração para cada tipo de uso das terras encontrada nos trabalhos de Albuquerque (2000), Couto e Sans (2002), Almeida e Soares (2003), Andrade *et al.* (2009), Gabbiatti (2009), Uda (2010) e Instituto Agrônômico do Paraná – IAPAR (2011).

Consideram-se duas situações: i) **situação 1** – uso e ocupação das terras em 2001/02, uma vez que era a informação mais atualizada; ii) **situação 2** – construída a partir do mapa de uso e ocupação das terras em 2001/02, onde é simulado a recuperação e conservação da mata ciliar dos principais rios, nascentes e reservatórios de abastecimento de água e adequação do uso das terras de acordo com sua aptidão agrícola (Mapa 2). Segundo

Lepsch *et al.* (1991), a capacidade de uso da terra representa a sua adaptabilidade segundo diversos usos possíveis, mas sem perder suas características originais, tais como fertilidade e capacidade de resiliência em decorrência da presença dos fatores de desgaste e empobrecimento.

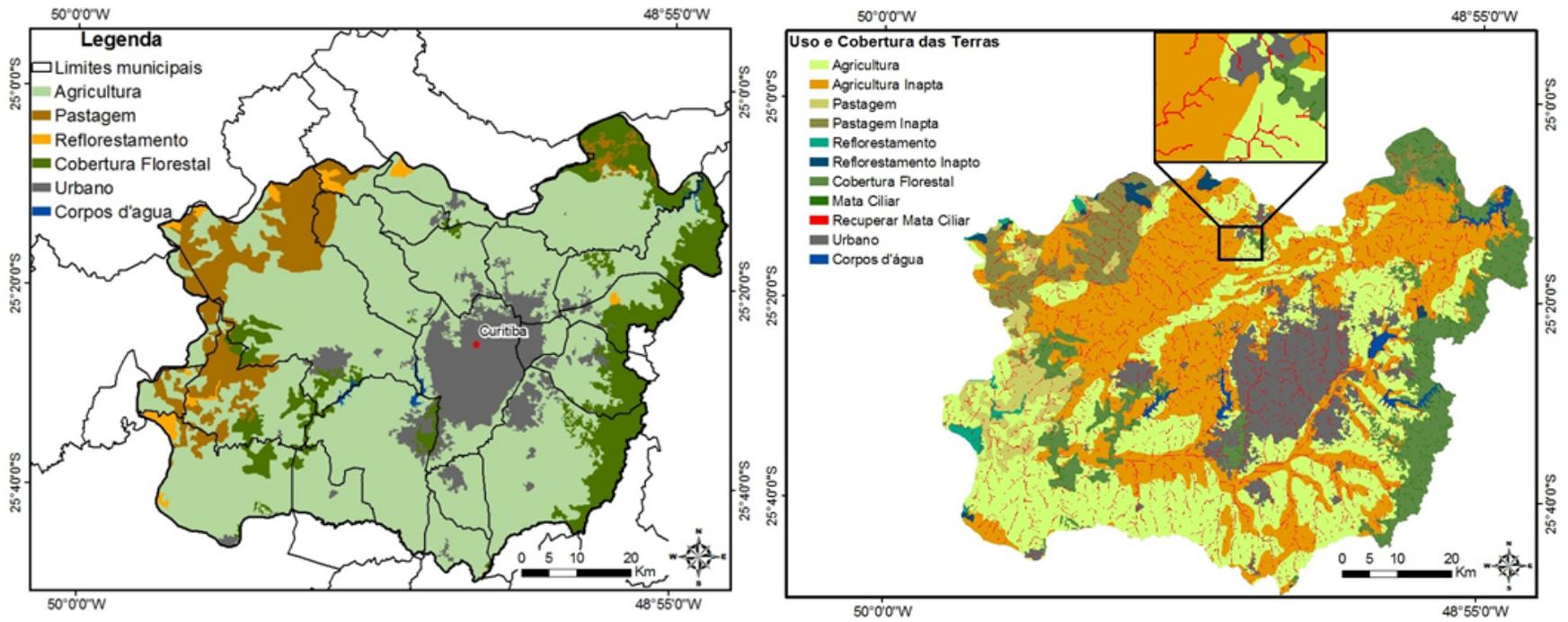
A partir da sobreposição do mapa de uso e ocupação das terras de 2001/02 estimaram-se em 26,2 mil hectares a área a ser recuperada com mata ciliar (Tabela 2). A estimativa foi realizada com auxílio do *ArcGis 9.3*, a partir de um *buffer* de 30 metros para as margens dos principais rios e reservatórios e um *buffer* com raio de 50 metros para as nascentes conforme o Código Florestal de 1965² (Tabela 2).

A escala “sustentável” de uso dos ecossistemas é uma *proxy* da dimensão física do subsistema econômico (TOSTO, 2010). A estimativa da área sobreutilizada³ pela agropecuária foi obtida a partir do uso e ocupação das terras 2001/02 e da aptidão agrícola (ITCG, 2011). O resultado indicou que 239,3 mil hectares do total de 476 mil com uso agropecuário e silvícola estejam em áreas inaptas (Tabela 2).

² Optou-se por manter as regras do Código Florestal de 1965 por conta da indefinição das novas regras e pela ausência das informações sobre a largura dos rios.

³ As áreas sobreutilizadas são “aquelas em que o uso está acima da capacidade de sustentação do solo, portanto, degradando-o” (Tosto, 2010, p. 191).

Mapa 2 – Situações de Uso e Ocupação das Terras da Área do Coaliar: 2001/02



Fonte: Preparado com base em ITCG, 2011.

Tabela 2 – Uso e Ocupação das terras no Coaliar: 2001/02

Uso e Ocupação das Terras	Área (ha)	%
Agropecuário	468.375	75,90%
Agricultura em área apta	187.200	30,34%
Agricultura em área de mata ciliar	20.170	3,27%
Agricultura em área inapta	202.700	32,85%
Pastagem em area apta	22.740	3,69%
Pastagem em área de mata ciliar	2.795	0,45%
Pastagem em área inapta	32.770	5,31%
Florestal	81.129	13,15%
Natural ou Nativa (remanescentes florestais)	69.830	11,32%
Mata Ciliar	3.690	0,60%
Reflorestamento em área apta	3.390	0,55%
Reflorestamento em área de mata ciliar	364	0,06%
Reflorestamento em área inapta	3.855	0,62%
Urbano	59.120	9,58%
Urbano em área de mata ciliar	2.867	0,46%
Corpos d'agua	5.574	0,90%
Coaliar - Total	617.065	100,00%
Mata Ciliar a Recuperar	26.196	4,25%
Floresta Nativa a Recuperar (sobreutilizada)	239.325	38,78%

Fonte: Preparado com auxílio do *ArcGis* 9.3 e em ITCG (2011).

Segundo Lepsch *et al.* (1991), as terras classificadas como inaptas ao uso agropecuário, incluso o reflorestamento comercial, são apropriadas apenas para conservação da flora e fauna silvestre, recreação ou armazenamento de água. Logo, o ideal seria promover o reordenamento do uso das terras para que respeite a aptidão agrícola sustentável do solo. Essa informação pode ser utilizada para representar a “escala aceitável” do sistema agropecuário e silvícola – econômico – no Coaliar.

A tabela 3 apresentados os dados biofísicos: código do uso das terras (LUCODE); tipo de uso e ocupação das terras (LULC_DESC); profundidade média das raízes em mm; Coeficiente de Evapotranspiração – Kc, mm/ano (ETK).

Tabela 3 – Dados Biofísicos da Área do Coaliar

LUCODE	LULC_DESC	ROOT_DEPTH	ETK
1	Agricultura	450	667
2	Cobertura Florestal	5000	524
3	Agua	0	1
4	Pastagem	300	524
5	Reflorestamento	3000	571
6	Urbano	0	1

Fonte: Baseado em Albuquerque (2000), Couto; Sans (2002), Almeida; Soares (2003), Brites *et al.* (2006), Andrade *et al.* (2009), Gabbiatti (2009), Uda (2010); IAPAR (2011); Tallis *et al.* (2011).

A demanda consuntiva média anual de água inclui o uso consuntivo “ecológico” e humano (Tabela 4).

Tabela 4 - Estimativas da Demanda Consuntiva Média Anual (m³) por Tipo de Uso das Terras no Coaliar para cada 0,25 ha

LUCODE	LULC_DESC	DEMAND
1	Agricultura	375
2	Cobertura Florestal	540
3	Agua	1
4	Pastagem	375
5	Reflorestamento	375
6	Urbano	57

Fonte: Baseado em Albuquerque (2000), Couto; Sans (2002), Almeida; Soares (2003), Brites *et al.* (2006), Andrade *et al.* (2009), Gabbiatti (2009), Uda (2010); IAPAR (2011); Tallis *et al.* (2011).

b) Principais Resultados

O volume precipitado médio total anual no Coaliar foi estimado em 9,45 bilhões/m³ entre 1990-2001. Estimou em 7,67 bilhões/m³ o *Water Yield* anual a partir da **situação 1**, evapotranspiração anual de 1,79 bilhões/m³. O uso consuntivo total foi estimado em 973 milhões/m³/ano, inclui o consumo das florestas, reflorestamento e agropecuário, resultando em um “excedente” – água disponível – de 6,69 bilhões/m³/ano (Tabela 5).

Tabela 5 - Resultados do *Hydropower Model* para a Área do Coaliar

Variáveis	Situação 1 (m ³)	Situação 2 (m ³)	Varição Absoluta (m ³)	Varição (%)
Volume médio precipitado	9.453.731.643	-	-	-

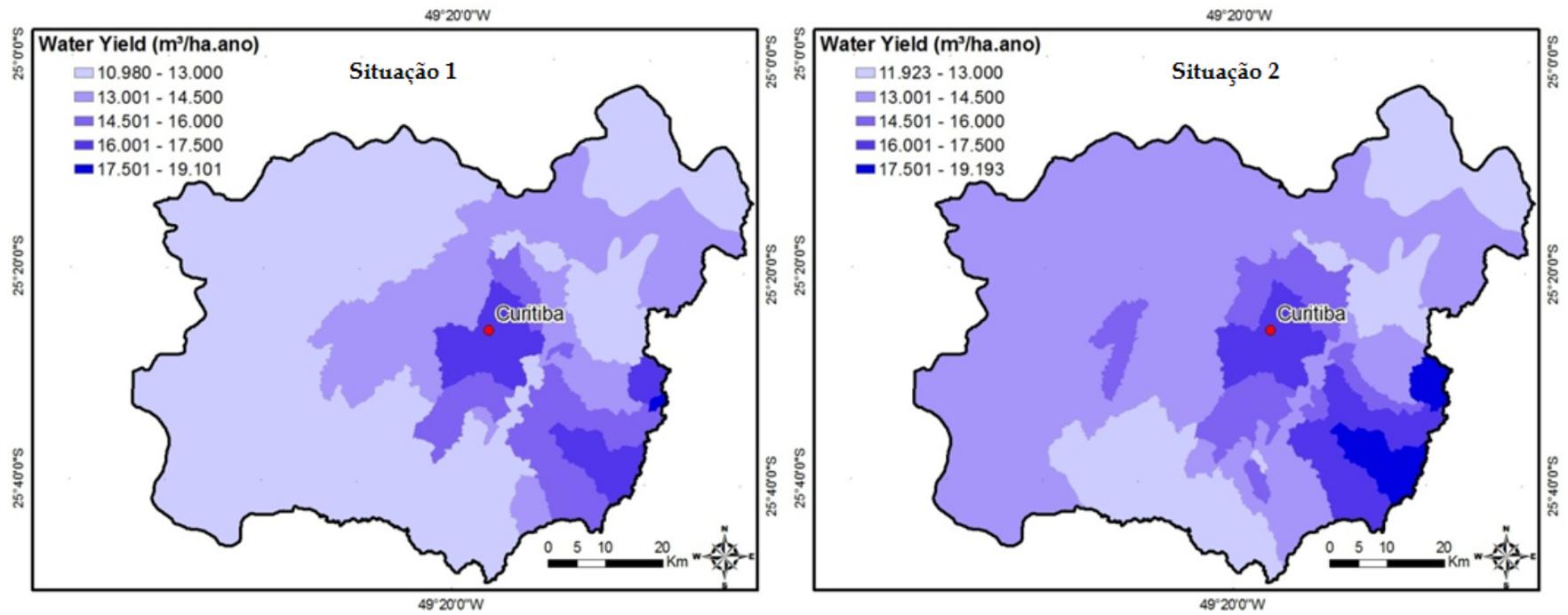
anual				
<i>Water Yield</i>	7.666.091.186	8.214.415.514	548.324.328	7,15%
Evapotranspiração anual média	1.787.640.457	1.239.316.129	-548.324.328	-30,67%
Uso consuntivo*	972.984.934	642.251.898	-330.733.036	-33,99%
Excedente	6.693.115.030	7.571.209.630	878.094.600	13,12%

Fonte: Resultados do *Hydropower Model*.

Nota: * consumo médio de 30,85 m³/s.

Quando é considerado a **situação 2**, o *Water Yield* alcança 8,2 bilhões/m³, variação positiva de 548 milhões/m³, explicada pela redução na evapotranspiração média. O uso consuntivo sofre uma redução de 330,7 milhões/m³/ano, explicada em parte pela redução do consumo agropecuário e silvícola, afetando o excedente – água disponível –, que aumenta para 878 milhões/m³/ano. O excedente corresponde à água disponível desconsiderando o uso consuntivo e a água evapotranspirada. A principal informação que se apreende refere-se às sub-bacias que apresentam os maiores volumes de *Water Yield* (Mapa 3).

Mapa 3 – *Water Yield* (m³/ha.ano) por sub-bacia da área do Coaliar: Situação 1 e 2



Fonte: Resultados do *Hydropower Model*.

c) Avaliação dos Benefícios Anuais

A avaliação dos benefícios passa pela estimativa dos custos da adequação do manejo do solo no Coaliar, que deve levar em consideração quatro ações: i) recuperação e conservação da Mata Ciliar; ii) adequação do uso da terra de acordo com sua aptidão agrícola; iii) adequação do manejo do solo agropecuário, representada pela construção de terraços; iv) expansão da rede de coleta e tratamento de esgoto doméstico.

A área que deve ser recuperada a mata ciliar foi estimada em 26.196 hectares de um total de 29.886. O custo médio por hectare para recuperação da mata ciliar em áreas degradadas no Vale do Ribeira foi estimado por Tatto e Gazetta (2009, p. 26) em R\$ 5.410 (Tabela 6).

Tabela 6 – Base de Cálculo para Reflorestar 1 Hectare de Mata Ciliar do Vale do Ribeira: 2009

Atividades	Custo em R\$
Materiais e mão de obra para construção de cercas	1.810
Mudas, insumos e mão de obra plantio	1.680
Manutenção durante dois anos	1.920
Custo Total	5.410
Assistência técnica ¹	

Fonte: Tatto; Gazetta, 2009, p. 26.

Nota: 1) a cargo da EMATER-PR.

A recuperação e a conservação da mata ciliar implicariam no custo total estimado de R\$ 141,7 milhões (Tabela 7). A estimativa para a área urbana não inclui o custo de desapropriação. A maior parcela do custo está na área agrícola, R\$ 109 milhões para a recuperação de 20,2 mil hectares.

Tabela 7 – Estimativa do Custo de Recuperação das Matas Ciliares no Coaliar

Uso e Ocupação das Terras	Área (ha)	Custo (R\$)	% Custo
Mata Ciliar	3.690	-	-
Agricultura em área de mata ciliar	20.170	109.119.700	77,0%
Pastagem em área de mata ciliar	2.795	15.120.950	10,7%
Reflorestamento em área de mata ciliar	364	1.969.240	1,4%
Urbano em área de mata ciliar	2.867	15.510.470	10,9%
Mata Ciliar - Código Florestal	29.886	-	-
Mata Ciliar a Recuperar	26.196	141.720.360	100,0%

Fonte: Elaborado pelo autor com base na Tabela 2 e Tabela 6.

A adequação do uso do solo segundo sua aptidão agrícola implicará na conversão de 239,3 mil hectares para cobertura florestal. Assumindo o mesmo custo de recuperação da mata ciliar, tem-se um custo de R\$ 1,3 bilhão: 84,7% na agricultura; 13,7% na pecuária; 1,6% na silvicultura (Tabela 8).

Tabela 8 - Custo Estimado de adequação e recuperação das áreas sobreutilizadas no Coaliar

Uso e Ocupação das Terras	Área (ha)	Custo (R\$)	% do Custo
Agricultura em área inapta	202.700	1.096.607.000	84,7%
Pastagem em área inapta	32.770	177.285.700	13,7%
Reflorestamento em área inapta	3.855	20.855.550	1,6%
Área total a Recuperar	239.325	1.294.748.250	100,0%

Fonte: Baseado nas Tabela 2e 6.

No caso do manejo do solo agropecuário, o ideal seria que toda a estrutura produtiva fosse baseada no sistema agroecológico. No caso do cultivo orgânico - não significa que seja adotado o sistema agroecológico - segundo o Censo Agropecuário 2006, 801 estabelecimentos adotavam esse sistema (4% do total de estabelecimentos). Conforme o Censo Agropecuário 2006, parcela significativa dos produtores adota algum tipo de prática conservacionista. Considerando uma área agrícola total estimada pelo Censo Agropecuário de 240,3 mil hectares (IBGE, 2006), entre 16% e 20% dessa área adotam-se o plantio direto ou o plantio em nível, respectivamente.

As principais práticas de manejo que contribuem para amenizar a erosão são: terraceamento, plantio em nível, plantio direto na palha e o uso adequado e balanceado de fertilizantes e demais insumos. Neste conjunto de práticas o sistema produtivo agroecológico pode contribuir de maneira significativa para amenizar a degradação do solo, embora não possa permitir o uso das áreas consideradas inaptas à agropecuária. Portanto, é possível estimar que seja preciso promover a adequação das práticas de manejo em 200 mil hectares, pelo menos, para a adoção do plantio direto, em nível ou a construção de terraços.

Conforme Macedo, Capeche e Melo (2009) e de Machado e Wadt (2011), o terraceamento deve ser utilizado em conjunto com outras práticas edáficas - formas de manejo, tratos ou manipulação do solo - por exemplo, cobertura do solo com palhada - também conhecida como plantio direto na palha -, calagem e adubação com fertilizantes balanceadas, rotação de culturas, cultivo em nível ou em contorno. Logo, a combinação

dessas práticas de controle da erosão compreende o manejo do solo baseado em práticas conservacionistas.

Diante das inúmeras características das práticas conservacionistas no que se refere ao tipo de custo: investimento ou custeio; no trabalho serão consideradas aquelas práticas que efetivamente representem um “novo” investimento, por exemplo, construção de terraços ou terraceamento. Porque o objetivo é estimar o diferencial de custo da adequação do manejo do solo agrícola, representado pela realização de novos investimentos. As práticas associadas ao custeio da produção agrícola estão associadas à melhoria da eficiência do sistema de cultivo, que, no limite, podem representar uma redução do custo de produção após consolidadas.

Por exemplo, o uso balanceado dos insumos (fertilizantes, herbicidas etc.) pode reduzir os custos de produção. Segundo Ribeiro *et al.* (1996) *apud* Mehl (2003), em pequenas propriedades da região de Irati, Paraná, a relação benefício/custo foi de 1,1 para o sistema de cultivo convencional e de 2,0 para o plantio direto. Estimativas da Emater (Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural) do Distrito Federal mostram que os custos totais de produção no sistema de cultivo orgânico e de plantio direto são em média menores que o cultivo convencional ou tradicional. No caso do cultivo orgânico o rendimento é menor que o convencional, elevando o custo unitário de produção. Mas a comparação entre o sistema convencional e plantio direto revela uma situação favorável ao segundo (Emater-DF, 2011). As informações sobre os custos apresentadas têm por objetivo mostrar que existe um diferencial de custos de produção associado ao custeio do cultivo de acordo com o sistema adotado, que não necessariamente decorre de um maior investimento.

Outro custo que pode ser considerado para efeito da adequação das práticas de manejo é o da assistência técnica, uma que vez que a melhoria das práticas agrícolas passa por uma mudança de comportamento do produtor, acostumado às tradições culturais. Por exemplo, na crença de que o novo plantio deve ser realizado somente em solo “limpo” e revolvido, livre de matéria orgânica.

No que se refere à implantação do terraceamento, o custo médio estimado pelo Projeto Pípiripau é de R\$ 300/ha e o custo de manutenção é de R\$ 200/ha a cada 5 ou 10 anos. Os terraços exigem manutenção periódica, porém de menor grau de intervenção. A frequência e o custo da manutenção dependerão de um amplo conjunto de fatores, por exemplo, intensidade das chuvas, características do solo, topografia, tipo de cultivo etc. (PROJETO PÍPIRIPAU, 2010).

Então, a partir do custo de construção dos terraços e da área estimada (200 mil hectares) tem-se a necessidade de um investimento de R\$ 60 milhões e, um custo a preços correntes de manutenção de R\$ 40 milhões. O custo da assistência técnica não será estimado, porque é difícil isolar apenas o aspecto do atendimento voltado para uma mudança comportamental do produtor.

No que diz respeito à coleta e tratamento do esgotamento sanitário de acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS (2008), a infraestrutura coletora registrada em 2008 no Coaliar atende em média 65% da população, é preciso expandi-la para atender mais 1,14 milhões de pessoas. Conforme Rezende (2011), o montante de investimentos necessários para a expansão e reposição da coleta e tratamento do esgotamento sanitário na RMC foi estimado em R\$ 4,3 bilhões para o período 2011-2030.

Considerando apenas os investimentos necessários para a adequação do manejo do solo e da coleta e tratamento do esgotamento sanitário no Coaliar, o custo total estimado alcançaria R\$ 5,8 bilhões. Neste momento cabe uma observação no que diz respeito à coleta e tratamento do esgotamento sanitário, esse investimento deveria ser financiado pela população geradora de resíduos. Assim, o pagamento mensal pelo uso do serviço deveria ser suficiente para financiar o investimento realizado pela companhia de saneamento. Deste modo, o custo de adequação do manejo do solo no Coaliar seria a soma do custo de recomposição da mata ciliar e da conversão das áreas sobreutilizadas e da construção de terraços, um montante de R\$ 1,5 bilhão.

Essa informação permite subsidiar a valoração dos serviços ecossistêmicos providos pelo Coaliar. O custo da adequação representaria o “investimento” ou o “custo de oportunidade” para recuperar e manter uma parcela do capital natural, garantindo o fluxo de serviços. Em termos monetários ou não considerando o estado geral dos ecossistemas e o “investimento” de R\$ 1,5 bilhão em capital natural, qual seria o valor dos benefícios para o bem-estar humano?

A estimativa de parcela do valor da variação na *Water Yield* resultante da adequação do manejo do solo segundo sua aptidão agrícola, da recomposição da mata ciliar e da adoção de práticas conservacionistas será baseada no custo de substituição da água potável local pela água dessalinizada do mar, por exemplo. O Coaliar está a uma distância inferior a 100 km do Oceano Atlântico.

Essa decisão está sustentada no suposto de que o aumento da *Water Yield* é resultado da redução na evapotranspiração, explicada pela conversão de áreas agropecuárias e de reflorestamento por cobertura florestal. Diferentemente do escoamento superficial que

pode ser direcionado para reservatórios artificiais e naturais, a água evapotranspirada é difícil de ser capturada e armazenada, a não ser por meio da recuperação da cobertura florestal. Uma alternativa para que seja possível obter um volume equivalente da água “evapotranspirada” seria substituí-la por outra, neste caso pela construção de usinas de dessalinização na área litorânea. Essa proposta é válida uma vez que a construção de novos mananciais próximos não alteraria o cenário, na verdade até agravaria, porque haveria substituição de áreas florestais por reservatórios de água reduzindo ainda mais a *Water Yield*.

Israel está construindo uma usina de dessalinização com capacidade para “produzir” 150 milhões de m³ de água por ano ao custo de US\$ 400 milhões, mais US\$ 0,50 por m³ (PRESS, 2011), não incluindo o custo de transporte e de distribuição. No entanto, estima-se que o custo médio do m³ da “água dessalinizada” esteja entre US\$ 1 e US\$ 1,5 (GIANINI, 2008). No trabalho será adotado o custo de US\$ 0,50 por m³.

A partir variação da *Water Yield*, de 548,3 milhões de m³, equivalente à “produção” de quatro usinas de dessalinização com capacidade de 150 milhões de m³ por ano cada, verifica-se que seria necessário um investimento de US\$ 1,6 bilhão. Além disso, os usuários teriam que arcar com o custo de US\$ 0,50 por m³ de água “produzida”, totalizando US\$ 274,2 milhões por ano. A *Water Yield* não diz respeito ao uso consuntivo da água, mas apenas a sua disponibilidade total no Coaliar, resultado da diferença entre o volume precipitado e evapotranspirado.

A recuperação das áreas florestais também proporcionaria uma redução na demanda consuntiva, estimada em 330,7 milhões de m³ por ano. Essa redução pode ser explicada, em parte, pela redução da área agropecuária e de reflorestamento, grandes consumidores. A menor demanda consuntiva evitaria a construção de pelo menos outras duas usinas de dessalinização (situação 1), estimada em 973 milhões/m³/ano. As duas usinas representariam um investimento adicional de US\$ 800 milhões, além de US\$ 165,4 milhões por ano. Portanto, o provimento de água para atender a demanda consuntiva no cenário de readequação do uso das terras exigiria um investimento de US\$ 1,6 bilhão para “produzir” 600 milhões de m³ (demanda consuntiva estimada de 642 milhões de m³ na situação 2), mais US\$ 321 milhões por ano. Em síntese, existem dois benefícios relacionados à readequação do manejo na área do Coaliar: o primeiro é o aumento da *Water Yield* e o segundo é a redução da demanda consuntiva.

Considerações Finais

A avaliação mostrou que 39% da área total do Coaliar podem ser qualificados como sobreutilizados, porque a atividade econômica desenvolvida neste território não respeita as restrições impostas pelas características do solo. Essa informação pode ser utilizada como *proxy* da “escala aceitável” do sistema agropecuário e silvícola – econômico. Neste caso, a política de gestão de bacias hidrográficas deveria ser orientada para a promoção de um reordenamento do uso e ocupação das terras de acordo com a aptidão ou a capacidade de uso do solo.

A recuperação e conservação das áreas inaptas ao uso agropecuário com vegetação nativa poderia elevar a disponibilidade hídrica em 878 milhões/m³/ano. Esse aumento na água disponível seria explicado pelo aumento da cobertura vegetal, que reduziria a evapotranspiração média. O aumento também seria explicado pela redução no uso consuntivo, uma vez que haveria redução das áreas com uso agropecuário e silvícola. No entanto, apenas o custo técnico-operacional estimado para a recuperação das áreas inaptas ao uso agropecuário e silvícola seria da ordem de R\$ 1,3 bilhão (Tabela 8). Cabe destacar que esse custo não inclui o custo de oportunidade da terra, ou seja, a produção agropecuária e silvícola sacrificada.

Na “precificação” da água deveria ser incluído o custo de reordenamento do uso e ocupação das terras segundo a aptidão do solo e o custo de oportunidade de uso do solo. Contudo, as propostas elaboradas no Brasil, incluso, a apresentada pelo Coaliar não levam na devida medida os custos envolvidos no provimento dos serviços ecossistêmicos, dentre eles, a disponibilidade hídrica. O principal critério adotado no país para a definição dos Preços Unitários Básicos (PUB's) é o menor impacto na planilha de custos dos principais usuários da água. O resultado é que o PUB não é capaz de estimular o reordenamento do uso e ocupação das terras, uma vez que não reflete o custo efetivo de provimento dos serviços ecossistêmicos.

Neste sentido, o uso da modelagem poderia subsidiar a gestão de bacias para que adotasse uma gestão integrada dos recursos naturais, não apenas hídrica. Contudo, a gestão integrada deve considerar algumas das características inerentes dos ecossistemas: irreversibilidade da degradação, uma vez degradado apenas parcela do ecossistema poderá ser recuperada; incerteza quanto aos resultados da intervenção humana; escala física de uso antrópico dos ecossistemas; estreita interdependência entre os componentes do ecossistema e deste com o sistema antrópico. Por exemplo, a disponibilidade de água limpa requer a presença de “ecossistemas saudáveis”, cujas interações entre solo, água, vegetação e clima asseguram importantes serviços para o bem-estar humano e para a manutenção da relativa

estabilidade dos ecossistemas. Estes serviços incluem a purificação da água, controle do fluxo, infiltração e armazenagem de água e a manutenção de ecossistemas aquáticos (STANTON *et al.*, 2010).

A partir dessa perspectiva, a gestão de bacias não deveria ter como foco apenas a melhoria da qualidade e da disponibilidade hídrica, uma vez que a qualidade está vinculada à relativa estabilidade dos ecossistemas e da relação entre o sistema natural e antrópico. Na verdade, o objetivo da gestão de bacias deveria ser a melhoria da qualidade do ecossistema como um todo, e não apenas de suas partes, promovendo uma verdadeira gestão integrada dos recursos naturais. Neste sentido, a cobrança pelo direito de uso da água deveria ser ampliada para outros serviços ecossistêmicos e, quando possível amparada por esquemas de PSA's.

Por último, cabe destacar que neste trabalho foi avaliada apenas a disponibilidade hídrica proporcionada pela adequação do uso e ocupação das terras segundo a aptidão de uso do solo. Contudo, sabe-se que a recuperação da cobertura vegetal proporcionará outros serviços ecossistêmicos, tais como: redução da taxa de erosão, aumento da captura e armazenagem de carbono, qualidade da água, beleza cênica etc. Deste modo, a gestão dos recursos naturais deveria na devida medida incorporar a interdependência entre os componentes ecossistêmicos e destes com o sistema econômico, proporcionando de fato um modelo de **Gestão Integrada dos Recursos Naturais**, ainda inexistente no Brasil e na maior parte do mundo.

Referências

ALBUQUERQUE, P. (2000). **Requerimento de água das culturas para fins de manejo e dimensionamento de sistemas de irrigação localizada**. Disponível em: <www.infoteca.cnptia.embrapa.br>. Acesso em: 23/07/2011.

ALMEIDA, A.; SOARES, J. Comparação entre uso de água em plantações de *Eucalyptus grandis* e floresta Ombrófila Densa (Mata Atlântica) na Costa Leste do Brasil. **Revista Árvore**. Viçosa-MG, v. 27, nº 2, p. 159-170, 2003.

ANDRADE, R. G. *et al.* **Análise preliminar da variabilidade espacial da evapotranspiração de pastagens com o uso de imagens orbitais**. In: Congresso Brasileiro de Agroinformática, 7, 2009, Viçosa, MG.

BHERING, S. B. **Mapa de solos do Estado do Paraná: escala 1:250.000 - Legenda**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2007.

BRITZ, R. M. *et al.* **Estoque e incremento de carbono em florestas e povoamento de espécies arbóreas com ênfase na Floresta Atlântica do sul do Brasil.** Colombo: Embrapa Florestas, 2006.

COUTO, L.; SANS, L. (2002). **Requerimento de água das culturas.** Disponível em: <ag20.cnptia.embrapa.br>. Acesso em: 23/07/2011.

EMATER-DF (2011). **Administração Rural: Custos de Produção.** Disponível em: <www.emater.df.gov.br/005/00502001.asp?ttCD_CHAVE=4768>. Acesso em: 10/10/2011.

GABBIATTI, R. L. **Efeito do turno de rega no dimensionamento e custo do sistema de irrigação de pastagem à bovinocultura leiteira na região Noroeste do Paraná.** Monografia (Graduação em Engenharia Agrícola), Universidade Estadual de Maringá - UEM, 2009.

GIANINI, T. (2008). **Tão valiosa quanto o petróleo: a falta de água no mundo está criando um mercado bilionário que atrai grandes empresas, como GE, Siemens e Dow.** Disponível em: <http://planetasustentavel.abril.com.br>. Acesso em: 21/11/2011.

IAPAR (2011). **Evapotranspiração Anual.** Disponível em: <www.iapar.br>. Acesso em: 23/07/2011.

IBGE (2006). **Censo Agropecuário - 2006.** Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 05/10/2010.

IBGE (2007). **Manual Técnico de Pedologia.** 2ª edição. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 23/07/2011.

IBGE (2010d). **Censo Demográfico - 2010: Resultados Preliminares.** Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 30/11/2010.

ÁGUAS PARANÁ (2010a). **Base Cartográfica - Atlas de Recursos Hídricos do Estado do Paraná.** Coordenadora ATIG, Jaqueline Dorneles de Souza, do Águas do Paraná por e-mail em 18/11/2010.

ITCG (2011). **Produtos cartográficos.** Disponível em: <www.itcg.pr.gov.br>. Acesso em: 23/07/2011.

LEPSCH, I. F. *et al.* **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso.** 4ª aproximação. Campinas: SBCS, 1991, 175p.

MACEDO, J.; CAPECHE, C.; MELO, A. (2009). **Recomendações de manejo e conservação de solo e água.** Disponível em: <www.pesagro.rj.gov.br>. Acesso em: 30/09/2011.

MACHADO, P.; WADT, P. (2011). **Sistema de cultivo arroz de terras altas terraceamento**. Disponível em: <www.agencia.cnptia.embrapa.br>. Acesso em: 30/09/2011.

MEHL, H. U. **Modelagem da exposição da superfície do solo decorrente do escoamento superficial em sistema de plantio direto**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa, Minas Gerais, 2003.

PROJETO PIPIRIPAU (2010). **Relatório de diagnóstico socioambiental da Bacia do Ribeirão Pipiripau**. Disponível em: <www.emater.df.gov.br/sites/200/229/00002297.pdf>. Acesso em: 10/10/2011.

REZENDE, S. C. (coord.) (2011). **Panorama do Saneamento Básico no Brasil – investimentos em saneamento básico: análise histórica e estimativa de necessidades (versão preliminar)**. Disponível em: <www.saneamentoweb.com.br/informacoeseindicadores>. Acesso em: 04/08/2011.

SNIS (2008). **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto – 2008**. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br>>. Acesso em: 30/07/2011.

SPERA, S. T. *et al.* **Levantamento de reconhecimento de alta intensidade dos solos e avaliação da aptidão agrícola das terras da borda oeste do Pantanal: Maciço do Urucum e adjacências**, MS. Corumbá: EMBRAPA CPAP/Rio de Janeiro: EMBRAPA - CNPS, 1977.

STANTON, T. *et al.* (2010). **State of watershed payments: an emerging marketplace**. Disponível em: <www.forest-trends.org>. Acesso em: 12/12/2011.

TALLIS, H. T. *et al.* (2011). **InVEST 2.1 Beta User's Guide: Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs**. Disponível em: <www.naturalcapitalproject.org>. Acesso em: 29/06/2011.

TATTO, N.; GAZETTA, C. A. (2009). **Recuperando as matas ciliares do Vale do Ribeira**. Disponível em: <www.ciliosdoribeira.org.br/files/cartilha.pdf>. Acesso em: 02/08/2011.

TOSTO, S. G. (2010). **Sustentabilidade e valoração de serviços ecossistêmicos no espaço rural do município de Araras, SP**. Disponível em: <www.bibliotecadigital.unicamp.br>. Acesso em: 29/06/2011.

UDA, P. K. **Análise da evapotranspiração potencial distribuída por meio de imagens NDVI, na Bacia do Rio Negrinho-SC**. Trabalho de Conclusão (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental), Centro Tecnológico – Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC. Florianópolis-SC, 2010.

WANDER, S. (2005). Payments for environmental services: some nuts and bolts. **CIFOR Occasional Paper n° 42**. Disponível em: <www.cifor.cgiar.org> Acesso em: 15/10/2010.