



O Papel da Economia Ecológica nas Políticas Públicas da América Latina: Consenso Latino-Americano da Reunião da ISEE em Washington

Joseph S. Weiss

Sociedade Brasileira de Economia Ecológica (ECOECO). Associação Argentino-Uruguaia de Economia Ecológica (ASAUUE). A Sociedad Mesoamericana y do Caribe de Economía Ecológica (SMEE). Sociedad Andina de Economía Ecológica (SAEE)

josephweissbr@gmail.com

Resumo

Depois de dois anos de conversas, as sociedades regionais indicadas, autores institucionais, chegaram a este consenso sobre o papel da economia ecológica na política pública da América Latina, abrangendo os dez temas seguintes: Indicadores de bem-estar apropriados à sustentabilidade socioambiental; Desvinculação do crescimento econômico do uso intensivo de energia e de materiais, assim como da degradação ambiental (*decoupling* em inglês); Inovação tecnológica com redução de impactos ambientais, geração de emprego e benefícios sociais; Universalização da agropecuária de baixo carbono, em todas as escalas; Avaliação e distribuição equitativa dos benefícios dos serviços ecossistêmicos; Gestão sustentável dos recursos naturais cada vez mais escassos; Cidades sustentáveis, justas e criativas; Empoderamento dos povos indígenas e comunidades locais para exercer e o questionamento da necessidade dos grandes projetos; Ética ecocêntrica e conscientização; justiça ambiental com uma melhor distribuição do poder e a organização da governança do sistema global.

Palavra Chave: América Latina, Sociedades de Economia Ecológica, Economia Ecológica, Políticas Públicas.

Abstract

After two years of conversation, the regional societies indicated, institutional authors, reached this consensus on the role of the ecological economy in public policy in Latin America, covering the following ten themes: Indicators of well-being appropriate to socio-environmental sustainability; Unlinking economic growth from energy and material intensive use, as well as from environmental degradation (*decoupling* in English); Technological innovation with reduction of environmental impacts, generation of employment and social benefits; Universalization of low carbon agriculture in all scales; Equitable evaluation and distribution of the benefits of ecosystem services; Sustainable management of increasingly scarce natural resources; Sustainable, fair and creative cities; Empowerment of indigenous peoples and local communities to exercise and question the need for major projects; Ecocentric ethics and awareness; Environmental justice with a better distribution of power and organization of governance of the global system.

Key-Word: Latin America, Societies of Ecological Economics, Ecological Economics, Public Policies.

JEL: Q57, Q58

1. Introdução

Este documento retrata o consenso alcançado na mesa redonda "Preparação de documento de posição da América Latina", durante a 14ª Reunião da Sociedade Internacional de Economia Ecológica (ISEE), realizada em Washington entre 26 a 29 de junho de 2016, nas instalações da Faculdade de Agricultura, Sustentabilidade Urbana e Ciências

Ambientais da Universidade do Distrito de Columbia. Naquela mesa foi debatido o conteúdo e a forma do presente documento na busca de um consenso econômico-ecológico sobre as políticas públicas regionais.

Como resultado da mesa, após retificações posteriores ao encontro em Washington, foi aprovado pelos Presidentes das sociedades regionais presentes, a Sociedade Brasileira de



Economía Ecológica (ECOECO), a Associação Argentino-Uruguia de Economía Ecológica, (ASAUEE), a Sociedade Mesoamericana y do Caribe de Economía Ecológica (SMEE) e a Sociedade Andina de Economía Ecológica (SAEE), ad referendum dos seus membros.¹

Nos últimos dois séculos, houve um desenvolvimento acelerado da tecnologia, da indústria e da população humana, acompanhado por uma grande deterioração ambiental. Particularmente, o século XX se caracterizou pela expansão da capacidade produtiva, elevação da produtividade por trabalhador e da renda per capita. Ao mesmo tempo, aumentava progressivamente a diferença entre a renda dos mais ricos e dos mais pobres, as transformações culturais e as mudanças nas estruturas políticas e do poder. Nesse contexto, a região tinha uma inserção periférica no sistema mundial.

Não se pode construir o desenvolvimento sustentável sem que contenha três conceitos básicos insubstituíveis: o das necessidades humanas, o das limitações físicas e o das limitações morais. A satisfação das necessidades básicas requer o desenvolvimento socioeconômico integral, não necessariamente o crescimento econômico, nos lugares onde não são satisfeitas.

2. Consenso

A partir de uma ampla análise da realidade latino-americana e das assimetrias de poder na economia global que limitam as perspectivas para a governança planetária, concordamos sobre a gravidade da conjuntura no continente e a necessidade de um

¹ Uma versão anterior foi preparada como um dos resultados da XI Reunião Nacional da Sociedade Brasileira de Economía Ecológica (ECOECO) e o VII Congresso Ibero-americano de Desenvolvimento e Meio Ambiente (VII CISDA), que foram realizados de 8 a 11 de setembro de 2015, no campus de Araraquara da Universidade Estadual Paulista – UNESP, consistente com o tema do Congresso: Aplicações da Economía Ecológica às Políticas Públicas Latino-americanas, apresentada na Assembleia Ordinária da ECOECO, com a participação dos Presidentes das quatro referidas sociedades regionais.

empenho especial em conduzir a tomada de decisões em todos os níveis, visando alcançar os objetivos especificados, principalmente para os seguintes temas aqui resumidos:

- 1) **Indicadores de bem-estar** apropriados à sustentabilidade socioambiental e a busca de uma métrica melhor do desenvolvimento que seja mais inclusiva, que represente os interesses de todas as vozes latino-americanas, especialmente a dos grupos mais vulneráveis;
- 2) **Desvinculação** do crescimento econômico do uso intensivo **de energia e de materiais**, assim como da degradação ambiental (*decoupling* em inglês);
- 3) **Inovação tecnológica** com redução de impactos ambientais, geração de emprego e benefícios sociais, tendo em conta a contribuição de cada país a inversão global segundo suas possibilidades;
- 4) Universalização da **agropecuária de baixo carbono**, em todas as escalas;
- 5) **Serviços ecossistêmicos**. Avaliação e distribuição dos seus benefícios de forma equitativa entre todas as espécies e pessoas, e entre as gerações;
- 6) **Recursos naturais**. Gestão sustentável tanto dos recursos naturais, cada vez mais escassos, como dos ecossistemas cada vez mais deteriorados;
- 7) **Cidades sustentáveis**, justas e criativas, tornando-as lugares aprazíveis para viver e socializar;
- 8) **Empoderamento dos povos indígenas** e comunidades locais para exercer o seu direito de governança e participação direta nas decisões políticas que afetam seus territórios, incluindo o questionamento da necessidade dos grandes projetos;
- 9) Conscientização dos atores sociais sobre a **ética ecocêntrica**, os limiares de resiliência dos ecossistemas a nível mundial e as consequências inevitáveis da expansão da sociedade de consumo; e
- 10) **Uma melhor distribuição do poder** e a organização da governança do sistema global,



a adequação das ações antrópicas aos limites biofísicos e a busca da justiça ambiental.

3. Síntese das Problemáticas e das Soluções Propostas

- 1) O Produto Interno Bruto (PIB) não é o indicador apropriado para medir o progresso ou **bem-estar**. O seu uso quase exclusivo nos meios da política econômica para essas finalidades induz a um crescimento econômico insustentável e não promove a distribuição justa da riqueza gerada. Traz custos que, na margem, são maiores que os benefícios com o crescimento da escala da economia. A renda per capita não mede o bem-estar e certamente não reflete a felicidade.

Propõe-se:

- ✓ A adoção de um indicador de progresso mais inclusivo do que o PIB, contribuindo à aplicação de novos modelos e políticas macrossociais que priorizem a população necessitada;
- ✓ Políticas macroeconômicas compatíveis com a sustentabilidade e a redistribuição da renda;
- ✓ A promoção da melhoria equitativa e universal do bem-estar deve acompanhar a eficiência econômica e ambiental na alocação dos recursos;
- ✓ Entre as métricas multidimensionais de progresso indicadas pelos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), apoiados em bancos de dados, a consideração de indicadores de stress ambiental, como contaminação per capita, pegada ecológica, água virtual e produção primária líquida;
- ✓ Maior realismo na definição e melhoria nas capacidades de acompanhamento dos indicadores propostos;

- ✓ Além da renda familiar e da moradia, a mensuração do bem-estar da população carente pela qualidade dos serviços públicos de saúde, educação, saneamento, transporte, segurança, etc.

- 2) O tradicional processo de crescimento econômico da América Latina está associado ao uso intensivo **de materiais e de energia**, assim como ao aumento contínuo de pressões socioambientais: Esse neoextrativismo é agravado porque a região é exportadora líquida de commodities primárias que, além de comprometer direta ou indiretamente grandes extensões do território, as utiliza de forma predatória e pouco eficiente, com distribuição desigual dos seus benefícios. Assim, parece cada vez mais difícil alcançar a redução do uso de materiais e energia enquanto cresce a economia. **Propõe-se:**

- ✓ O reconhecimento de que existem caminhos diferenciados para o desenvolvimento sustentável de países desenvolvidos, emergentes e em desenvolvimento;
- ✓ A avaliação desses caminhos deve focar nos meios para promover melhor equidade na distribuição do produto e ao mesmo tempo reduzir a intensidade metabólica desta produção.
- ✓ Alcançar isso por meio da readequação produtiva das economias nacionais, com foco na redução das emissões de gases de efeito estufa (GEE), no aumento na eficiência do uso de recursos da produtividade, sem deixar de considerar os efeitos *rebound*;
- ✓ O reforço e integração de planos nacionais de gestão hídrica e resíduos sólidos, na



mitigação e adaptação às mudanças climáticas, nos programas de eficiência energética, entre outros, com a condição de que estejam aliados aos planos de combate à pobreza e desigualdade, conforme a proposta de *decoupling* disseminada pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA);

- ✓ Quanto à hidroenergia, o repensar e o questionamento do conceito vigente de que a sua geração está sendo limpa e sustentável;
- ✓ O avanço na geração de energia elétrica de outras fontes renováveis, amenizando dessa forma os conflitos socioambientais sobre o uso dos rios e a pressão sobre os recursos hídricos.

3) As inovações tecnológicas não são neutras. Precisam ser qualificadas. Há a inovação tecnológica verde que diminui o impacto ambiental e aumenta a eficiência ecológica, gerada principalmente nos países avançados, que merece ser objeto de transferência sob a forma de ajuda externa para os países em desenvolvimento. Por outro lado, há também a inovação que favorece atividades produtivas caras, capital-intensivas e provocadoras de conflitos socioambientais, inapropriadas aos países do continente; o oposto das denominadas “tecnologias sociais”, soluções criativas de baixo custo, voltadas para populações de baixa renda. **Propõe-se:**

- ✓ A inovação e sua difusão devem privilegiar tecnologias sociais por intermédio do fortalecimento de capacidades endógenas, em benefício de grupos de baixa

renda e comunidades locais afetadas;

- ✓ A introdução de outras inovações que ajudam a manter funções e serviços ecossistêmicos. Por exemplo, a introdução de equipamentos de processamento de matérias primas derivadas de produtos das cadeias da sociobiodiversidade (castanha, borracha, combustíveis de biomassas renováveis), da energia solar para sistemas comunitários isolados e cisternas de baixo custo fabricadas in situ.

4) Universalização da agropecuária de baixo carbono, em todas as escalas: A agropecuária, setor produtivo fundamental na América Latina, fortemente integrado ao mercado global, junto com conversão florestal dela resultante, representa a maior fonte de emissões de GEE no continente, apesar das políticas de promoção de boas práticas mitigadoras e do fomento às inovações que permitem se adaptar às mudanças climáticas. O setor ainda convive com uma forte dependência de insumos químicos impactantes à saúde humana e aos ecossistemas, além do uso ineficiente de água e perdas na fertilidade do solo. Continua o processo de concentração da propriedade da terra, enquanto a maioria dos produtores de base agroecológica e extrativista, cujos produtos são livres de insumos tóxicos, tem acesso limitado aos mercados, com escassa difusão territorial. **Propõe-se:**

- ✓ A universalização da agropecuária de baixo carbono, incluindo a integração da lavoura com a pecuária e a floresta, junto com a ampla difusão do manejo fitossanitário integrado e a prevenção dos impactos sobre a



saúde humana e os ecossistemas;

- ✓ O aumento da produtividade, eliminando o desmatamento;
- ✓ A melhoria e a ampliação das políticas públicas que favoreçam a agroecologia e a extração sustentável de produtos florestais, das que fortaleçam os sistemas de unidades de conservação e de gestão das florestas públicas;
- ✓ A combinação de instrumentos econômicos com os de comando e controle sobre o uso do solo para reduzir as atividades humanas prejudiciais;
- ✓ O respeito aos direitos das populações tradicionais.
- ✓ O ajuste e a ampliação do o apoio à agricultura familiar e à reforma agrária para os sem terra;
- ✓ A ampliação das políticas públicas que conduzam tanto à melhoria dos termos de troca da agricultura familiar e agroextrativista, quanto à redução da degradação do meio ambiente;
- ✓ A garantia do acesso à terra como meio de subsistência e melhoria da qualidade de vida, reivindicação pelos movimentos sociais no meio rural.

5) Serviços ecossistêmicos, sociais e culturais. Apesar de modestos avanços na valoração e compensação pela provisão destes serviços, em geral, as políticas públicas pouco levam em consideração os direitos das comunidades locais e dos povos tradicionais, os ativos ambientais intangíveis e seus benefícios locais e globais. **Propõe-se:**

- ✓ A provisão de serviços ambientais, particularmente por grupos de baixa renda, deve ser

respeitada e valorada, a fim de permitir a sua compensação por usuários da água e outros recursos naturais, com uma distribuição equitativa dos seus benefícios;

- ✓ A definição legal do provedor de serviços ecossistêmicos para permitir a compensação direta dos mesmos pelos beneficiários;
- ✓ O fortalecimento da capacidade do poder público em todos os níveis para executar sistemas de compensação de tais serviços.

6) Recursos naturais, com destaque para os hídricos. Existe pressão interna e externa pela apropriação e uso dos recursos naturais, antes considerados relativamente abundantes, e para degradar biomas. Necessitam agora ser vistos como crescentemente escassos, representando capital natural crítico, enquanto há poucos esforços para criar áreas protegidas, com a redução de tais áreas em alguns locais para “desafetá-las” para fins desenvolvimentistas. Há, portanto, premência de sua preservação, dado que são insubstituíveis e absolutamente essenciais à vida.

Propõe-se:

- ✓ A gestão sustentável dos ecossistemas e dos recursos naturais a partir da premissa básica de que estes têm valor plural que inclui o benefício socioeconômico derivado das funções que geram, como também representam serviços ecossistêmicos oferecidos pela natureza;
- ✓ A gestão integrada e holística dos ecossistemas que os proveem para determinar sua quantidade (serviço de provisão) e qualidade (serviço de regulação);
- ✓ A efetivação de uma “infraestrutura verde”, com a



alocação adequada de recursos, que inclui, entre outras coisas, a proteção permanente de florestas, a apropriada gestão das bacias hidrográficas, com a proteção das nascentes e as margens dos corpos hídricos, a cobrança com critérios de equidade pelo uso da água bruta, a promoção do direito humano à água, além do correto uso e manejo do solo.

7) **Urbanização.** Esse intenso processo vivido ao longo da segunda metade do século XX, dando lugar a várias 'megálópoles' na região, coloca desafios para as políticas públicas no que tange à vida digna e sustentável que propicie o florescimento das capacidades humanas, ao propiciar a especulação imobiliária, a ocupação irregular e moradias inadequadas para a população de baixa renda. **Propõe-se:**

- ✓ A recuperação da abordagem de planejamento urbano sustentável de longo prazo, condição *sine qua non* para se enfrentar o desafio de tornar as cidades latino-americanas lugares agradáveis para a vida e a sociabilidade humana;
- ✓ A obrigatoriedade dos planos e da sua efetiva execução incluírem os seguintes itens: o uso sustentável e equitativo do solo, a proteção do meio ambiente e do patrimônio cultural, a moradia, a mobilidade sustentável, a universalização dos serviços básicos de saneamento, a segurança pública, espaços verdes de convivência e demais condições de vida e de trabalho.
- ✓ Estas ações, entre outras, devem propiciar o bem coletivo, o florescimento das capacidades humanas, a integração rural-urbana e uma vida digna.

8) Não são respeitados **os direitos dos povos indígenas** definidos no Convênio 169 da Organização Internacional do Trabalho (OIT) e na subsequente declaração da ONU, extensíveis aos povos tradicionais e comunidades locais. Frequentemente, questionam a necessidade dos grandes projetos. Continuam sem solução as questões socioambientais associadas ao investimento em grandes obras, tais como rodovias, ferrovias, portos, aeroportos, grandes projetos de mineração e usinas hidrelétricas, conforme atestam os inúmeros conflitos envolvendo as comunidades atingidas e o expressivo aumento dos processos jurídicos, causado pelo não atendimento das reivindicações dos seus direitos. Consta-se que, em geral, as licenças ambientais para tais obras são concedidas com pouca consideração quanto ao cumprimento das condicionalidades contratuais. **Propõe-se:**

- ✓ O empoderamento dos povos indígenas, afrodescendentes e comunidades locais e o cumprimento dos seus direitos econômicos, sociais e políticos;
- ✓ Quanto aos grandes projetos, o estabelecimento, desde o início do planejamento das obras, de um diálogo contínuo, entre a sociedade civil, o empreendedor e o governo, sobre o respeito aos seus direitos e às questões socioambientais centrais;
- ✓ Como consequência, que priorizem a distribuição dos benefícios e promovam a justiça ambiental com uma compensação adequada às populações atingidas;
- ✓ A consideração das opções de investimento, incluindo a consideração de distintos modais de transporte como hidrovias, políticas de redução da



demanda, alternativas de menor impacto ambiental e alternativas de gestão;

- ✓ A sua avaliação com o efetivo envolvimento dos atores afetados, levando em consideração os custos socioambientais diretos e indiretos das obras.
- ✓ A avaliação com a integração dos valores privados com valores sociais, culturais e ambientais de bens públicos afetados como a análise de custo benefício à análise multicritério social e a avaliação estratégica ambiental em nível mais agregado, com limiares predefinidos e aplicáveis tanto a projetos privados ou públicos, como a mudanças institucionais e regulamentos.
- ✓ A melhoria dos procedimentos de licenciamento para alcançar esses objetivos e a adoção da abordagem de direitos e de diretrizes específicas similares àquelas propostas pela Comissão Mundial de Barragens (2000);
- ✓ Estas soluções podem aumentar em vez de diminuir os indicadores de rentabilidade dos projetos, mas, sobretudo devem gerar bem-estar à comunidade.

- 9) **Consciência ambiental.** Ainda predomina a visão do meio ambiente como um obstáculo à produção ao invés de uma oportunidade para alcançar uma produção sustentável com a adoção de eco-inovações. Sobre a **ética ecocêntrica**, prevalece a antropocêntrica, uma consciência que desconsidera a importância da redução do impacto das atividades econômicas sobre o meio ambiente e as mudanças climáticas. O planeta não suporta a reprodução dos padrões de consumo das classes médias e altas dos países ricos, embora os consumidores os ambicionem, enquanto as empresas e os

vários meios de comunicação os incentivam. **Propõe-se:**

- ✓ A disseminação da ideia de que seja possível implementar um novo modelo que compatibilize o desenvolvimento com a sustentabilidade, com mudanças nos hábitos de consumo e nas tecnologias de produção;
- ✓ A aprendizagem da sociedade da vantagem econômica numa mudança efetiva que se compatibilize com os objetivos de saúde das populações e dos biomas;
- ✓ O aprimoramento das estratégias de conscientização e políticas públicas capazes de efetivar estas mudanças, com ênfase na comunicação social e na universalização da educação sobre o desenvolvimento sustentável, em todos os níveis;
- ✓ A apreciação dos muitos exemplos exitosos locais enquanto, na amplitude nacional, o caso do Butão, como outros de menor alcance.

- 10) **A concentração do poder** limita a tomada de decisões para adequar as ações humanas aos limites do planeta e aos desafios sociais e ambientais, enquanto a governança do sistema global, como também nos níveis nacionais e locais, carece de instituições e processos que conduzam às necessárias mudanças socioambientais, para a adequação das ações antrópicas aos limites planetários e o enfrentamento dos problemas socioambientais. Faltam sistemas decisórios em todos os níveis que resultem no respeito aos limites planetários e na observação das decisões tomadas. **Propõe-se:**

- ✓ A adaptação das ações antrópicas aos limites ecológicos por intermédio da concepção e



efetivação de políticas e projetos, especialmente com base na aprendizagem da experiência, com:

- ✓ A adoção, gestão democrática e efetivação de políticas públicas socioambientais globais, nacionais e locais, com a cooperação entre governos, o setor privado e a sociedade;
- ✓ A adequação da capacidade da Organização das Nações Unidas, dos estados-nação e dos governos locais;
- ✓ A inclusão desta problemática na agenda dos foros internacionais;
- ✓ A participação efetiva das organizações da sociedade civil nas decisões;
- ✓ A adoção de um modelo novo entre países, com parcerias e cooperação sul-sul, com apoios das Nações Unidas e organizações globais;
- ✓ A participação de especialistas endógenos na elaboração de políticas, como também na execução de projetos e programas;
- ✓ O aperfeiçoamento dos tipos positivos de acordos de cooperação Norte-Sul existentes.

4. Colaboradores

Os seguintes membros da ISEE contribuíram com mudanças significativas no texto: Bernardo Aguilar González, Presidente da SMEE, Fundación Neotrópica, Costa Rica; Sofia Avila-Calero, Universidad Autónoma de Barcelona, Espanha; Aleida Azamar Alonso e David Barkin, Universidad Autónoma Metropolitana, México; Alberto López Calderón, Presidente da ASAUUE, Universidad Nacional del Litoral (UNL), Argentina; Clóvis Cavalcanti, Presidente-Eleito da ISEE e Presidente-Honorário da ECOECO, Fundação Joaquim Nabuco, Brasil; Maria Amelia Enríquez, Universidade Federal do

Pará, Brasil; Junior Ruiz Garcia, Universidade Federal do Paraná, Brasil; Claudio Fernandez Macor, UNL, Argentina; Peter H. May, Presidente da ECOECO, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Brasil; Claudio Passalía, UNL, Argentina; Mario Alejandro Perez Rincon, Presidente da SAE, Universidad del Valle, Colômbia.

5. Agradecimentos

Gostaríamos agradecer a Luciana Togeiro e Sabine O'Hara e suas equipes pela organização das reuniões da ECOECO e da ISEE que possibilitaram alcançar este consenso; e a Zeze Weiss pela edição final. Esta pesquisa não recebeu qualquer apoio de agências públicas, privadas ou do terceiro setor.

Referência

World Commission on Dams 2000. Dams and Development: A New Framework for Decision-Making. London and Sterling, VA: Earthscan Publications Ltd., 356 p. https://www.internationalrivers.org/sites/default/files/attached-files/world_commission_on_dams_final_report.pdf, acessado em 17 de março de 2017. (Antes acessado em <http://www.unep.org/dams/> accessed June 12, 2016. Não está mais disponível, dada mudança no plataforma do PNUMA).



El papel de la economía ecológica en la Política Pública de América Latina: Consenso Latinoamericano de la Reunión de la ISEE en Washington.

Joseph S. Weiss

Sociedade Brasileira de Economia Ecológica (ECOECO). Associação Argentino-Uruguaia de Economia Ecológica (ASAUUE). A Sociedade Mesoamericana y do Caribe de Economia Ecológica (SMEE). Sociedad Andina de Economía Ecológica (SAEE)

josephweissbr@gmail.com

Resumen

Después de dos años de conversaciones, las sociedades regionales indicadas, autores institucionales, llegaron a este consenso sobre el papel de la economía ecológica en la política pública de América Latina, abarcando los diez temáticas siguientes: Indicadores del bien-estar apropiados a la sostenibilidad socioambiental; Desvinculación del crecimiento económico del uso intensivo de energía e de materiales, así como de la degradación ambiental (*decoupling* en inglés); Innovación tecnológica con reducción de impactos ambientales, generación de empleo y beneficios sociales; Universalización de la agricultura de bajo carbono, en todas las escalas; Evaluación y distribución equitativa de los beneficios de los servicios ecosistémicos; Gestión sostenible de los recursos naturales cada vez más escasos; Ciudades sostenibles, justas e creativas; Empoderamiento de los pueblos indígenas y comunidades locales para ejercer y cuestionar la necesidad de los grandes proyectos; Ética ecocéntrica y concientización ambiental; Justicia ambiental con una mejor distribución del poder y la organización de la gobernanza del sistema global.

Palabras-clave: América Latina, Sociedades de Economía Ecológica, Economía Ecológica, Políticas Públicas.

Abstract

After two years of discussions, the regional societies indicated, institutional authors, reached this consensus on the role of the ecological economy in public policy in Latin America, covering the following ten themes: Well-being indicators appropriate to socio-environmental sustainability; Decoupling of economic growth from intensive use of energy and materials, as well as from environmental degradation (*decoupling* in English); Technological innovation with reduction of environmental impacts, generation of employment and social benefits; Universalization of low carbon agriculture at all scales; Evaluation and equitable distribution of the benefits of two ecosystem services; Sustainable management of increasingly scarce natural resources; Sustainable, fair and creative cities; Empowerment of indigenous peoples and local communities to exercise and challenge the need for large projects; Ecocentric ethics and environmental awareness; Environmental justice with a better distribution of power and organization of global system governance.

Key-Word: Latin America, Societies of Ecological Economics, Ecological Economics, Public Policies.

JEL: Q57, Q58

1. Introducción

Este es el Consenso al que se llegó en la mesa redonda “La Preparación de Documento de Posición Latinoamericano” realizada en la 14ª Reunión de la Sociedad Internacional de Economía Ecológica (ISEE) en Washington, celebrada los días 26 al 29 de junio de 2016, en las instalaciones de la

Facultad de Agricultura, Sostenibilidad Urbana y Ciencias Ambientales de la Universidad del Distrito de Columbia. En esa sesión, se debatió el contenido y la forma del presente documento en la búsqueda de un consenso económico-ecológico sobre las políticas públicas en nuestra región.



Como resultado de la mesa, se acordó que lo aprobarían los presidentes de las sociedades regionales presentes, esto es la Sociedad Brasileña de Economía Ecológica (ECOECO), la Asociación Argentino-Uruguay de Economía Ecológica, (ASAUUE), la Sociedad Mesoamericana y del Caribe de Economía Ecológica (SMEE) y la Sociedad Andina de Economía Ecológica (SAEE), ad referendum de sus membrecías.¹

En los últimos dos siglos se dio un acelerado desarrollo de la tecnología, la industria y la población humana, lo que se acompañó de un gran deterioro ambiental. El siglo XX se caracterizó por una transformación, expansión de la capacidad productiva, elevación de la productividad por trabajador y de los ingresos por persona, a la par de una progresiva diferencia entre los ingresos de los más ricos y los más pobres, transformaciones culturales y cambios en las estructuras políticas y de poder, donde la región tenía una inserción periférica en el sistema mundial.

No se puede construir el desarrollo sostenible sin incluir tres conceptos básicos irremplazables: el de las 'necesidades humanas', el de 'limitaciones físicas' y el de las 'restricciones morales'. La satisfacción de las necesidades básicas requiere el desarrollo socio-económico integral, no necesariamente el crecimiento, en los lugares donde no se satisfacen las mismas.

2. Consenso

Estamos de acuerdo con la gravedad de la situación presentada por los delegados

¹ Una versión anterior fue preparada como uno de los resultados de la XI Reunión Nacional de la Sociedad Brasileña de Economía Ecológica (ECOECO) y el VII Congreso Iberoamericano de Desarrollo y Medio Ambiente (VII CISDA), que se celebraron del 8 al 11 septiembre de 2015, en el campus de Araraquara de la Universidad Estadual Paulista – UNESP, consistente con el tema del Congreso: Aplicaciones de la economía ecológica en las Políticas Públicas Latinoamericanas, presentada y aprobada en la Asamblea Ordinaria de la ECOECO, con la participación de los presidentes de las cuatro sociedades regionales referidas.

presentes, basada en un amplio análisis de la realidad en América Latina y de las asimetrías de poder en la economía mundial que limitan las perspectivas de la gobernanza planetaria. Planteamos asimismo la necesidad de un esfuerzo especial para conducir a la toma de decisiones en todos los niveles, con el fin de alcanzar los objetivos que se especifican en los siguientes temas aquí resumidos:

- 1) Los indicadores de **bienestar** adecuados a la sostenibilidad socio ambiental y la búsqueda de una mejor métrica del desarrollo que sea más inclusiva y represente los intereses de todas las voces latinoamericanas, especialmente la de los grupos más vulnerables
- 2) La **desvinculación** del crecimiento económico de la utilización de energía y materiales, así como de la degradación ambiental (*decoupling* en inglés)
- 3) La **innovación** tecnológica con reducción de impactos ambientales, generación de empleo y beneficios sociales, considerando la contribución de cada país a la inversión global según sus posibilidades
- 4) La universalización de la **agricultura de baja intensidad de carbono**, en todas las escalas
- 5) La evaluación y distribución de los beneficios de los **servicios ecosistémicos** de manera equitativa entre todas las especies e intergeneracionalmente
- 6) La gestión sostenible tanto de los **recursos naturales** cada vez más escasos, como de los ecosistemas cada vez más deteriorados.
- 7) Las **ciudades sostenibles**, justas y creativas haciendo de ellos lugares agradables para vivir y socializar
- 8) El **empoderamiento de las poblaciones indígenas** y comunidades locales para ejercer su derecho de gobernanza y de participación directa en las decisiones políticas que afectan sus territorios, incluyendo el cuestionamiento de la necesidad de los grandes proyectos.



9) La concientización de los actores sociales sobre la **ética ecocéntrica**, los umbrales de resiliencia ecosistémicos a escala planetaria y las inevitables consecuencias de la expansión de la sociedad de consumo, y

10) **Una mejor distribución del poder** y organización de la gobernanza del sistema global con la adecuación de las acciones antrópicas a los límites biofísicos y a la búsqueda de la justicia ambiental.

3. Síntesis de las Problemáticas y Soluciones Propuestas

1) El Producto Interno Bruto (PIB) no es el indicador apropiado para medir el progreso del **bienestar**. Su uso casi exclusivo en la política económica para estos fines fomenta un crecimiento económico insostenible y no promueve la distribución equitativa de la riqueza generada. Trae costos que, en el margen son mayores que sus beneficios con el crecimiento de la escala de la economía. El ingreso per cápita no mide el bienestar y ciertamente no refleja la felicidad. **Se propone:**

- ✓ La adopción de un indicador más inclusivo del progreso que el PIB, contribuyendo a la aplicación de nuevos modelos macrosociales que prioricen el bienestar de la población necesitada.
- ✓ Políticas macroeconómicas compatibles con la sostenibilidad y la redistribución del ingreso.
- ✓ La promoción de la mejora equitativa y universal de bienestar debe acompañar la eficiencia económica y ambiental en la asignación de los recursos.
- ✓ Entre los indicadores multidimensionales de progreso, indicados por los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), reforzados por bancos de datos, deben ser consideradas métricas de estrés ambiental, como contaminación per cápita, huella

ecológica, agua virtual, producción primaria neta.

- ✓ Mayor realismo en la definición y mejora de las capacidades de seguimiento de los indicadores propuestos.
- ✓ Además de los ingresos familiares y la vivienda, hay que medir el bienestar de la población necesitada por la calidad de los servicios públicos de salud, acceso al agua potable, educación, saneamiento, transporte, seguridad, etc.

2) El proceso tradicional del crecimiento económico en América Latina está asociado al uso intensivo de **materiales y energía**, así como al aumento continuo de presiones ambientales. Este neo-extractivismo se agrava si consideramos que la región es exportadora neta de "commodities" primarios que, además de comprometer directa o indirectamente grandes extensiones territoriales, las usa de forma predatoria y poco eficiente, a la par de distribución inequitativa de sus beneficios. Así, parece cada vez más difícil de lograr la reducción del uso de materiales y energía mientras crezca la economía. **Se propone:**

- ✓ El reconocimiento que hay diferentes caminos hacia el desarrollo sostenible en los países desarrollados, emergentes y en desarrollo.
- ✓ La evaluación de estos caminos debe centrarse en las formas de promover la equidad en la distribución de la riqueza y, a la vez, reducir su intensidad metabólica.
- ✓ Su realización por medio de la readecuación de las economías nacionales, centrado en la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), en el aumento de la productividad,



sin dejar de considerarse los efectos rebote.

- ✓ El fortalecimiento y la integración de los planes nacionales para la gestión hídrica y de los residuos sólidos, la mitigación y adaptación al cambio climático, los programas de eficiencia energética y otros. Deben ser aliados a los planos de superación de la pobreza y la desigualdad, según la propuesta de *decoupling* diseminada por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA).
- ✓ En lo que se trata de la hidroenergía, es necesario repensar y cuestionar el concepto vigente de que su generación sea limpia y sostenible.
- ✓ El avance en la generación de energía eléctrica de otras fuentes renovables, disminuyendo así los conflictos socioambientales sobre el uso de los ríos y la presión sobre los recursos hídricos.

3) **Las soluciones tecnológicas no son neutras**, necesitan ser calificadas. Tenemos por un lado la **eco-innovación** tecnológica que disminuye el impacto ambiental y aumenta la eficiencia productiva, generada principalmente en los países avanzados, que merece ser objeto de transferencia en forma de ayuda exterior a los países en desarrollo. Por otro lado, tenemos la innovación que favorece actividades de producción caras, capital-intensivas y provocadoras de conflictos socioambientales, no apropiadas para los países del continente; son el opuesto de las llamadas “tecnologías sociales”, orientadas a soluciones creativas de bajo costo para poblaciones de bajos ingresos. **Se propone:**

- ✓ La innovación y difusión deben centrarse en las tecnologías sociales, mediante el fortalecimiento de las capacidades endógenas, para el

beneficio de los grupos de bajos ingresos y comunidades locales afectadas.

- ✓ La introducción de otras innovaciones que ayuden a mantener las funciones y servicios ecosistémicos. Por ejemplo, la introducción de equipos que procesan materias primas derivadas de productos de las cadenas de sociobiodiversidad (la castaña, el caucho, y los combustibles a base de biomasa vegetal renovable), de la energía solar para comunidades aisladas, cisternas de bajo costo fabricadas en las comunidades, etc.

4) **Universalización de la agricultura de bajo carbono**, en todas las escalas La agricultura, un sector clave en América Latina, sólidamente integrado en el mercado global, junto con la conversión forestal que de ella resulta, es la mayor fuente de emisiones de GEI en el continente, a pesar de las políticas que promueven buenas prácticas de mitigación y de promoción de innovaciones que permitan adaptarse al cambio climático. El sector aún convive con una fuerte dependencia de los insumos químicos que afectan a la salud humana y los ecosistemas, además del uso ineficiente del agua y las pérdidas en la fertilidad y erosión del suelo. Sigue el proceso de concentración de la propiedad agraria, mientras el sector persiste como medio de vida de centenares de campesinos pobres. La mayoría de los productores de base de agro-ecología y extractivismo, cuyos productos están libres de insumos tóxicos, tienen acceso limitado al mercado y una escasa difusión territorial. **Se propone:**

- ✓ La agricultura de baja intensidad de carbono debe ser universalizada, junto con la integración de ella con la actividad forestal, la amplia difusión de la gestión integrada de plagas y la prevención de los impactos sobre la salud humana y los ecosistemas.
- ✓ Así se podrá incrementar la productividad, eliminando la deforestación.



- ✓ Se deben mejorar y ampliar las políticas públicas que favorezcan la agroecología, la extracción sostenible de productos forestales, las que fortalezcan los sistemas de unidades de conservación y la gestión de los bosques públicos.
- ✓ Se propone combinar los instrumentos económicos con las políticas de regulación del uso de la tierra con el fin de reducir las actividades humanas perjudiciales.
- ✓ Se deben respetar los derechos territoriales de los pueblos originarios, así como adaptar y ampliar el apoyo a la agricultura familiar y una reforma agraria, basada en los campesinos sin propiedad sobre la tierra.
- ✓ Hay una necesidad de ampliar las políticas públicas que conducen tanto a la mejora de los términos de cambio de la agricultura familiar y agro-extractivista, como reducir la degradación del medio ambiente.
- ✓ Del mismo modo, son reclamados por los movimientos sociales en el campo el acceso a la tierra para el sustento y la mejora de su calidad de vida.

5) servicios ambientales, ecosistémicos, sociales y culturales. A pesar de los avances modestos en la estimación y de compensación por la prestación de esos servicios, en general, las políticas públicas poco tienen en cuenta los derechos de las comunidades locales y de pueblos originarios, los activos intangibles y sus beneficios locales y globales. **Se propone:**

- ✓ Respetar y cuantificar la provisión de servicios ambientales, en particular de los grupos de bajos ingresos, con el fin de permitir su compensación para los usuarios del agua y otros recursos naturales, con una distribución justa de sus beneficios.
- ✓ Definir de forma legal el proveedor de servicios ecosistémicos para permitir su compensación directa a los beneficiarios;

- ✓ Fortalecer la capacidad del poder público en todos los niveles para ejecutar sistemas de compensación de esos servicios.

6) Recursos naturales, especialmente los hídricos. Hay presión interna y externa por la apropiación y uso de los recursos naturales, alguna vez considerados relativamente abundantes, y para la degradación de los biomas. Ahora tienen que ser vistos como capital natural crítico cada vez más escaso, mientras son pocos los esfuerzos para crear áreas protegidas y hasta para la reducción de ellas en algunas partes para fines desarrollistas. Por lo tanto, es urgente su preservación, ya que son absolutamente esenciales para la vida y no se les puede sustituir. **Se propone:**

- ✓ La gestión sostenible de los ecosistemas y de los recursos naturales debe partir de la premisa básica de que estos tienen un valor plural, incluyendo una serie de funciones que generan y representan servicios ecosistémicos proporcionados por la naturaleza.
- ✓ La cantidad (prestación de servicios) y la calidad (servicio de control) dependen de una gestión integrada y holística de los ecosistemas que los proporcionan.
- ✓ En estas circunstancias, se requiere la creciente adopción, con recursos suficientes, de lo que puede llamarse "infraestructura verde", que incluye, entre otras cosas, la protección permanente de los bosques, la apropiada gestión de cuencas hidrográficas, la protección de las nacientes y riberas de los cuerpos de agua, el cobro con criterios de equidad por el uso del agua primaria, la promoción del derecho humano al agua y el uso y manejo adecuado del suelo.

7) Urbanización. Ese intenso proceso, experimentado durante la segunda mitad del siglo XX, dando lugar hoy a varias 'megalópolis' en la región, plantea desafíos



para las políticas públicas respecto a la vida digna y sostenible que propicie el fortalecimiento de las capacidades humanas por permitir la especulación inmobiliaria, la ocupación irregular y de viviendas inapropiadas a la población de bajos ingresos. **Se propone:**

- ✓ La recuperación del enfoque de planificación territorial y urbana sostenible a largo plazo es una condición *sine qua non* para enfrentar el desafío de que las ciudades de América Latina sean lugares más agradables para la vida y la sociabilidad humana.
- ✓ Los planes y proyectos urbanos y su efectiva ejecución deben ser obligatorios para el uso sostenible y justo de la tierra, la protección del medio ambiente y del patrimonio cultural, la vivienda, la sanidad, la movilidad sostenible, la universalización de los servicios básicos de saneamiento, la seguridad pública, la deposición adecuada de residuos urbanos, espacios verdes de convivencia y demás condiciones de vida y trabajo.
- ✓ Estas acciones, entre otras, deben llevar al bien colectivo, el desarrollo de las capacidades humanas, a la integración rural-urbana y a una vida digna.

8) Los derechos de las poblaciones originarias. No se los respetan, según establecen el Convenio 169 de la Organización Internacional del Trabajo (OIT) y la subsecuente Declaración de los Derechos de los Pueblos Indígenas de las Naciones Unidas, extensibles a otros pueblos tradicionales y comunidades locales y, en el marco de ellos, el cuestionamiento de la necesidad de los grandes proyectos. Se continúa sin resolver los problemas sociales y ambientales asociados con la inversión en grandes proyectos, tales como carreteras, ferrocarriles, puertos, aeropuertos, mineras y centrales hidroeléctricas, como lo demuestran los numerosos conflictos que surgen en las comunidades afectadas, y el aumento significativo de procesos judiciales motivados

por el incumplimiento de las reivindicaciones de sus derechos. Parece que, en general, las licencias y concesiones ambientales para este tipo de obras se otorgan sin tener en cuenta el cumplimiento de las condiciones contractuales y la normativa ambiental. **Se propone:**

- ✓ Que sea necesario el cumplimiento de los derechos económicos, sociales, políticos y de gobernanza de las poblaciones indígenas, afrodescendientes y comunidades locales.
- ✓ Que, en cuanto a los grandes proyectos, se requiere establecer, desde el inicio de su planificación, un diálogo permanente, entre la sociedad civil, el emprendedor y el gobierno, sobre el respeto a sus derechos y las cuestiones sociales y ambientales centrales.
- ✓ Como resultado, que prioricen la distribución de beneficios promuevan la justicia ambiental y una adecuada compensación a las poblaciones afectadas.
- ✓ Que sean consideradas opciones de inversión, evaluadas con la participación efectiva de los actores afectados, incluyendo el estudio de los modos de transporte diversos como vías navegables, políticas para reducir la demanda, alternativas con menor impacto ambiental y alternativas para la gestión de las actividades.
- ✓ Se debe promover una evaluación que integre los valores privados con valores sociales, culturales y ambientales de bienes públicos afectados como el análisis de costo beneficio al análisis multicriterio social y a la evaluación estratégica ambiental a nivel más agregado, con umbrales predefinidos y aplicables tanto a proyectos (privados o públicos), como a cambios institucionales y regulaciones.
- ✓ En ese sentido, deben mejorarse los procedimientos de licenciamiento, con directrices específicas similares a la



Comisión Mundial de Embalses (2000)..

- ✓ Estas soluciones pueden aumentar y no disminuir los indicadores de rentabilidad de los proyectos, pero sobre todo deben generar bienestar para la comunidad.

9) **Conciencia ambiental.** Todavía domina la visión del medio ambiente como un impedimento para la producción en lugar de una oportunidad para la adopción de eco-innovaciones para el logro de una producción sostenible. Más que la ética eco-céntrica, prevalece la ética antropocéntrica, con la conciencia que ignora la importancia de reducir el impacto de las actividades socio-económicas sobre el medio ambiente y el cambio climático. El planeta no soporta la reproducción de los patrones de consumo de las clases medias de los países del norte, aunque los consumidores pueden ambicionarlos, animados por los diversos medios de comunicación y las empresas. **Se propone:**

- ✓ Es necesario difundir la idea de que es posible implementar un nuevo modelo que concilie el desarrollo con la sostenibilidad, con cambios en los hábitos de consumo y tecnologías de producción.
- ✓ La sociedad necesita aprender la ventaja económica de un cambio efectivo donde se reconcilie con los objetivos de la salud de las personas y de los biomas.
- ✓ Para esto, es necesario mejorar las estrategias de sensibilización y de las políticas públicas para efectuar estos cambios, con énfasis en la comunicación social y la universalización de la educación en el desarrollo sostenible a todos los niveles.
- ✓ Hay muchos ejemplos locales de éxito, mientras en la amplitud internacional se puede citar el caso de Bután, así como otros de menor integralidad.

10) **La concentración del poder** limita la toma de decisiones para la adecuación de las acciones humanas a los límites del planeta y a los retos sociales y ambientales, mientras la organización de la gobernanza del sistema global, como también los niveles nacionales como locales carecen de instituciones y procesos que conduzcan a los necesarios cambios socioambientales. Hacen falta sistemas de toma de decisiones en todos los niveles, que se traduzcan en el respeto a los límites planetarios y a la observancia de las decisiones tomadas. **Se propone:**

- ✓ Ajuste de las acciones antrópicas a los límites ecológicos a través de cambios en las estructuras del poder y el diseño e implementación de políticas y proyectos, sobre todo en base a la experiencia de aprendizaje con:
- ✓ La adopción, gestión democrática y aplicación de políticas sociales y ambientales a nivel mundial, nacional y local, con la cooperación entre gobiernos, el sector privado y la sociedad;
- ✓ La adecuación de la capacidad de las Naciones Unidas, los Estados-nación y gobiernos locales;
- ✓ La inclusión de esta problemática en la agenda de los foros internacionales;
- ✓ La oportunidad para la participación efectiva de las organizaciones de la sociedad civil en las decisiones;
- ✓ La adopción de un nuevo modelo entre países con acuerdos de asociación y cooperación Sur-Sur, con el apoyo de la ONU y las organizaciones globales;
- ✓ La participación de expertos endógenos en la formulación de políticas, así como en la ejecución de proyectos y programas;
- ✓ El perfeccionamiento de los modelos positivos de los acuerdos de cooperación Norte-Sur existentes.

4. Colaboradores



Los miembros de la ISEE siguientes contribuyeron con cambios significativos en el texto: Bernardo Aguilar González, Presidente de la SMEE, Fundación Neotrópica, Costa Rica; Sofía Avila-Calero, Universidad Autónoma de Barcelona, España; Aleide la Azamar Alonso e David Barkin, Universidad Autónoma Metropolitana, México; Alberto López Calderón, Presidente de la ASAUEE, Universidad Nacional del Litoral (UNL), Argentina; Clóvis Cavalcanti, Presidente-Electo de la ISEE e Presidente-Honorario de la ECOECO, Fundação Joaquim Nabuco, Brasil; Maria Amelia Enríquez, Universidade Federal do Pará, Brasil; Junior Ruiz Garcia, Universidade Federal do Paraná, Brasil; Claudio Fernandez Macor, UNL, Argentina; Peter H. May, Presidente de la ECOECO, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Brasil; Claudio Passalá, UNL, Argentina; Mario Alejandro Perez Rincon, Presidente de la SAEE, Universidad del Valle, Colombia.

5. Agradecimientos

Nos complace agradecer a Luciana Togeiro y Sabine O'Hara y sus equipos por la organización das reuniones de la ECOECO y de la ISEE que posibilitaron alcanzar este consenso; e a Zeze Weiss pela edición final. Este documento no recibió apoyo alguno de agencias públicas, privadas o de organizaciones sin objetivo de rédito.

Referencia

World Commission on Dams 2000. Dams and Development: A New Framework for Decision-Making. London and Sterling, VA: Earthscan Publications Ltd., 356 p. https://www.internationalrivers.org/sites/default/files/attached-files/world_commission_on_dams_final_report.pdf, acceso em 17 de marzo de 2017. (Hubo acceso anterior en 12 de junho de 2016 en www.unep.org/dams. No está más disponible, debido al cambio en el plataforma del PNUMA).



EL PROBLEMA PENDIENTE DE LOS RESIDUOS NUCLEARES. Estudio del conflicto del almacén temporal centralizado en Ascó (Catalunya, Estado Español)

Sara Maestre Andrés

Instituto de Ciencias y Tecnologías Ambientales (ICTA), Universitat Autònoma de Barcelona,
Edificio Z ICTA-ICP, Carrer de les Columnes. 08193 Bellaterra (Cerdanyola del Vallès) España.

sara.maestre@uab.cat

Resumen

Emplazar un Almacén Temporal Centralizado (ATC) de residuos nucleares en un municipio genera oposición y conflicto, tanto a nivel municipal, regional como estatal. Este artículo analiza el conflicto originado en la región de las "Terres de l'Ebre" (Catalunya) ante la posible ubicación de la infraestructura en un municipio de la región, Ascó, y los motivos por los que se tardó tanto en adjudicar un lugar. Las razones del conflicto son los distintos intereses y valoraciones de los actores involucrados. En este estudio se analizan los diversos factores que determinan estos intereses y valores como son la percepción del riesgo construida socialmente y el proceso de adjudicación del emplazamiento. También se analiza el desplazamiento de costes ("cost-shifting") hacia la sociedad en términos de costes de seguridad, económicos y de desequilibrio territorial debido a que no se han tomado las soluciones necesarias para gestionar los residuos nucleares. Se argumenta que para solucionar estos conflictos es necesaria la participación de la población en el diseño de los procesos y en la toma de decisiones, así como tener en cuenta las dimensiones territoriales de afectación de dichas infraestructuras para incluirlas en la toma de decisiones.

Palabras clave: residuos nucleares, conflicto de distribución ecológica, lenguajes de valoración, construcción social del riesgo, desplazamiento de costes.

Abstract

Locating a Temporary Centralized Storage Facility (TCSF) for nuclear waste in a municipality generates opposition and conflict, both at the municipal, regional and state levels. This paper examines the conflict originated in the region of "Terres de l'Ebre" (Catalunya) in view of the possible allocation of the infrastructure in a municipality of the region, Ascó, and the reasons why it has taken a long time to decide a place. The reasons of the conflict are the different interests and values of the actors involved. In this study we analyze the various factors that determine these interests and values such as the perception of risk which is socially constructed and the site allocation process. We also analyze the cost-shifting process to society in terms of costs of security, economic and territorial imbalance originated because the necessary solutions for nuclear waste management have not been taken. It is argued that in order to solve these conflicts is necessary to involve people in the design of the process and decision-making, and take into account the territorial dimensions of the impacts of these infrastructures for inclusion in decision-making.

Keywords: nuclear waste, ecological distribution conflict, languages of valuation, social construction of risk, cost-shifting.

JEL Codes: O21, Q53.



1. Introducción

La gestión de los residuos nucleares de alta radiactividad es una de las asignaturas pendientes de la industria nuclear (Coderch & Almirón 2010) ya que estos residuos van a durar millares de años y suponen una hipoteca a futuro para los lugares que van a albergarlos (Rodríguez et al. 2008). Esta gestión implica aspectos técnicos, económicos y sociopolíticos (Lidskog & Sundqvist 2004). El intercambio de *inputs* y *outputs* en un sistema determina su metabolismo social (Fischer-Kowalski 1998). El metabolismo social de los países desarrollados está creciendo debido a la gran cantidad de recursos que necesita su modo de producción basado en el crecimiento económico y a las elevadas cantidades de residuos que genera. Además, este modo de producción se caracteriza por un elevado uso exosomático (Martínez-Alier 2009) de la energía, que implica la necesidad de producir grandes cantidades de energía eléctrica para así poder mantenerlo. Una de las fuentes de producción de energía eléctrica es la fisión nuclear, que genera como *outputs* una enorme liberación de energía térmica y radionúclidos. Además, la etapa de modernidad actual del modo de producción capitalista está relacionada sistemáticamente con la aparición de nuevos tipos de riesgos que son originados por el desarrollo tecno-científico y la sobreproducción industrial (Beck 1992). Debido a la necesidad de almacenar estos residuos radiactivos producidos en la fisión nuclear y al incremento del metabolismo social se originan conflictos de distribución ecológica. Este tipo de conflictos de distribución ecológica está basado en la producción, definición y reparto de los riesgos de los residuos nucleares. Estos conflictos son estudiados por la Ecología política y tienen su origen en la existencia de distintos intereses y valores, desigualdades económicas y de poder entre los diferentes actores presentes en el conflicto (Martínez-Alier 2004). Además, esta disciplina también analiza “el ejercicio del poder para imponer una decisión y para determinar el procedimiento para imponer esta decisión” (Martínez-Alier 2009: 87). Melosi (2000) argumenta que las formas de resistencia que se desarrollan en un conflicto

son una reacción que esconde injusticias fundamentales originadas por tendencias económicas y sociales que llevan tiempo estableciéndose. Son muchos los estudios que se han realizado sobre conflictos sociales originados por la gestión de los residuos nucleares (Benford et al. 1993; Fan 2009; Kuhn 1998; North 1999). Así pues, factores económico-sociales, políticos y éticos de cada contexto condicionan el nivel de apoyo o rechazo a estas infraestructuras, como son por ejemplo, la falta de credibilidad y desconfianza tanto en el gobierno como en las empresas nucleares (Binney et al. 1996; Lidskog and Sundqvist 2004; Anshelm & Galis 2009), la justicia percibida en la distribución del riesgo (Sjöberg and Drott-Sjöberg 2001), y aspectos morales como los efectos en las generaciones futuras y la innaturalidad del riesgo generado (Sjöberg and Drott-Sjöberg 2001; Sjöberg 2003). En el caso del almacén ubicado en Orchid Island (Taiwán), el rechazo por los habitantes indígenas de la Isla se dio como resistencia a los continuos impactos de la civilización industrializada y su voluntad de mantener su vida tribal, así como en contra de la dominación de las autoridades taiwanesas (Fan 2009). Estudios realizados en EUA muestran la intensa oposición social a la ubicación de estas infraestructuras debido a los costes y riesgos significativos que implican para los lugares de emplazamiento (Kraft & Clary 1991; Benford et al. 1993). Así pues, el gran reto es crear un sistema de gestión de los residuos nucleares que no solo sea aceptable en términos científicos sino también políticos y sociales. Para tal fin, es necesario analizar tanto los ejemplos exitosos de procesos de ubicación de almacenes de residuos nucleares, como es el caso de Suecia o Finlandia (Sjöberg 2003; Lidskog & Sundqvist 2004), aunque existen discrepancias en la valoración exitosa de dichos procesos (ver Anshelm & Galis 2009); como los que han desatado conflictos sociales. El objetivo de este artículo es analizar el proceso que ocurrió en el Estado español cuando se apostó por la construcción de un Almacén Temporal Centralizado (de aquí en adelante ATC) como solución temporal para gestionar los residuos de alta radiactividad (VI Plan General de



Residuos Radiactivos 2006). En los lugares candidatos a albergar esta infraestructura se desarrollaron conflictos sociales, como en la región de las “Terres de l’Ebre” (Catalunya) ante la posibilidad de que se construyera en un pueblo de la región (Ascó). Esta investigación profundiza en explicar los factores que determinan los intereses y valores de la mayor parte de los distintos actores presentes en el conflicto originado en Ascó para avanzar en la caracterización y entendimiento de este tipo de conflictos de especial relevancia en nuestra sociedad así como de los aspectos que obstaculizan el éxito del proceso de ubicación del almacén.

Un aspecto importante que se analiza en este artículo es la definición de los riesgos que implican los residuos nucleares mediante un proceso de construcción social, lo que origina distintas percepciones del riesgo (Beck 1992). En esta construcción social juegan muchos factores y procesos complejos: 1) el contexto histórico; 2) el papel de las evaluaciones científicas que vienen determinadas por unos intereses económicos y políticos (Laraña 2001); 3) el rol que desarrollan las movilizaciones de actores colectivos poniendo en cuestión los modelos predominantes y la modernización occidental (Laraña 2001; Anshelm & Galis 2009); y 4) los mecanismos desarrollados por el Estado con el fin de facilitar la aceptación de estos riesgos y la confianza en las instituciones (Beck 1992; Benford et al. 1993). Otros aspectos que se

analizan son el proceso de adjudicación de la infraestructura y el fenómeno de desplazamiento de costes (“cost-shifting”) (Martínez-Alier 2004) que tiene lugar. Mediante este fenómeno, los costes de seguridad, económicos y de desequilibrio territorial originados por no haber tomado las medidas necesarias para la gestión de los residuos nucleares son transferidos a la sociedad.

En las siguientes secciones se describen la gestión de los residuos nucleares en el Estado español (sección 2) así como el proceso histórico de nuclearización de las “Terres de l’Ebre” (Sección 3). Posteriormente, la metodología y el área de estudio (sección 4) y se contextualiza y se describe el proceso de adjudicación del ATC centrándose en aquellos aspectos que explican el conflicto (Sección 5). Después, se analizan los intereses y lenguajes de valoración de los principales actores presentes en éste (Sección 6) y se profundiza en algunos factores que determinan los intereses y valores de los actores (Sección 7).

2. La gestión de los residuos nucleares en el Estado español

El Estado español cuenta con 10 reactores nucleares, 7 en actividad localizados en 5 emplazamientos y 3 reactores nucleares que están en proceso de desmantelamiento (José Cabrera, Vandellòs I y Santa María de Garoña) (ver Figura 1).



Figura 1. Mapa de la ubicación de los reactores nucleares, los almacenes temporales individualizados y el almacén de residuos de baja y media intensidad. Fuente: elaboración propia.

El Estado español tiene como estrategia de gestión de los residuos el almacenamiento, a diferencia de países como Francia o Reino Unido que apuestan por el reprocesamiento. La mayoría de los residuos de alta radiactividad de las centrales están almacenados en las propias piscinas, y el resto en los tres Almacenes Temporales Individualizados (ATI) situados en Trillo, Ascó y José Cabrera. Los residuos nucleares de baja y media intensidad están almacenados en El Cabril (Córdoba) (Informe del Consejo de Seguridad Nuclear (CSN) 2014) (ver Figura 1). Los residuos que deben almacenarse en el ATC son los procedentes del desmantelamiento de las centrales José Cabrera y Santa María de Garoña, en 2006 y 2013 respectivamente, y los que provengan de las sucesivas saturaciones de las piscinas de las centrales nucleares. Para el 2013 se preveía la saturación de las de Ascó I y para el 2015 las de Ascó II y Sta. M^a de Garoña (ver

Figura 2). Pero debido al retraso en la construcción del ATC, se apostó en octubre del 2010 por construir un ATI en Ascó para albergar los residuos de Ascó I y II que ya está en funcionamiento y se apostó por la construcción de un ATI en Santa María de Garoña para albergar los residuos de dicha central (BOE 2014), que en el mes de agosto del 2016 ya ha iniciado las obras. Además, se amplió la licencia de Ascó I y Ascó II hasta el 2021 (BOE 2011). Se están tramitando los permisos para construir un ATI para alojar el combustible gastado por los dos reactores de la central nuclear de Almaraz, que ya cuenta con el informe favorable del CSN (Informe del CSN 2016), y dos ATIs para los residuos de las centrales de Vandellòs II y Cofrentes.



Central nuclear *	Año de saturación
Sta. M ^a de Garoña	2015
Almaraz I	2020
Almaraz II	2022
Cofrentes	2021
Vandellòs II	2020

*Las centrales de José Cabrera, Ascó I, Ascó II y Trillo no se consideran, ya que ambas tienen ATIs, por lo que ya tienen capacidad para albergar los residuos que generen estas centrales en 40 años de explotación.

Figura 2. Situación de las instalaciones de almacenamiento de residuos nucleares de las centrales del Estado a finales del 2014.

Fuente: Informe del CSN al Congreso de los Diputados y al Senado 2014.

Otros residuos que debían almacenarse en el ATC eran los procedentes del retorno de los residuos de las centrales Vandellòs I y Santa María de Garoña, enviados a Francia y al Reino Unido respectivamente para su reprocesado (Informe del CSN 2014). Las 97 toneladas de combustible nuclear gastado de Santa María de Garoña debían volver al Estado en 2008, pero en 2003 se renegoció extender el contrato hasta 2011 pagando el Estado 34,5 millones de euros. Al final, estos residuos serán reprocesados en el Reino Unido y no volverán al Estado (Franco 2011). Por su parte, los residuos de Vandellòs I debían volver en 2000, pero se prorrogó el contrato hasta 2010 pagando 590 millones de euros. Así, se acordó que si se incumplía el nuevo plazo se debían pagar elevadas penalizaciones (60000 euros por día de retraso en concepto de fianza) (Méndez 2004). Los residuos de Vandellòs I no se devolvieron en 2010 si no que se firmó un acuerdo de traslado de los residuos en 2017 al futuro almacén de espera de contenedores del ATC (EFE 2014).

En 2014, la energía nuclear representó el 21.9% de la cobertura de la demanda anual de energía eléctrica del Estado español (ver Figura 3).

Cobertura de la demanda eléctrica anual

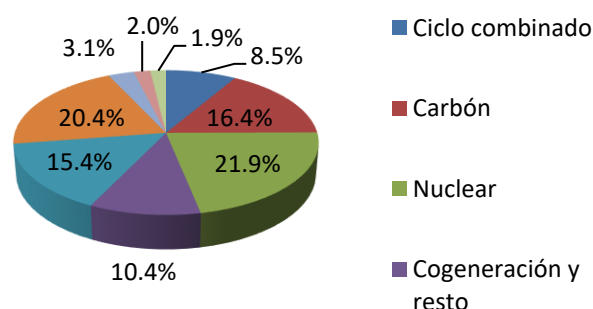


Figura 3. Fuentes energéticas de cobertura de la demanda de energía eléctrica anual en el Estado español en el 2014.

Fuente: Elaboración propia a partir del Avance 2014 de Red Eléctrica Española.

El Gobierno del Partido Socialista Obrero Español (PSOE, tendencia centrodemócrata) permitió aumentar la “vida útil” de las centrales, establecida en 40 años, si el Consejo de Seguridad Nuclear (CSN) autorizaba una prórroga para su funcionamiento. Esto quedó recogido en el artículo 79 de la Ley de Economía Sostenible 2/2011 (BOE 2011).

3. Ascó: “Historia de una condena”

La nuclearización de Catalunya hecha por las compañías eléctricas, las instituciones financieras y la dictadura de Franco durante los años setenta se beneficiaron de una periferia previamente empobrecida (“Terres de l’Ebre”) donde instalaron infraestructuras productoras de energía. Además, este proceso no permitió una industrialización adecuada de la zona acorde con los intereses de sus habitantes. En 1970, se destapó que la supuesta “fábrica de chocolate” proyectada para Ascó era en realidad una central nuclear. Esto fue gestando una polarización de opiniones que desembocó en un fuerte conflicto social entre opositores a la energía nuclear y los que estaban a favor (García 1990). Cuatro décadas después, el conflicto no ha llegado a su fin sino que ha tomado un carácter regional donde un fuerte movimiento



social organizado ha construido una conciencia de defensa del territorio. Actualmente, Catalunya concentra cuatro de las diez centrales nucleares del Estado, lo que hace que genere el 43'3% de la electricidad que consume a partir de energía nuclear, con lo que se sitúa en el grupo de los cinco países más nuclearizados del mundo. Pero en realidad, la mayor parte de esta energía se exporta al Estado español ya que la energía nuclear solo supone el 10% de su mix energético (Coderch & Almirón 2010).

4. Metodología y área de estudio

Este trabajo es una Investigación Cualitativa (Bryman 2008) basada en la metodología de Investigación del Caso de Estudio (Yin 2003). Para analizar el desarrollo del proceso de adjudicación del ATC y el papel desarrollado por los distintos actores, se realizó una selección de prensa local y estatal de más de 500 artículos obtenidos a través del buscador "Iconoce" del total de artículos publicados entre enero de 2001 y diciembre de 2013. Estos artículos fueron analizados mediante el Análisis de Contenido Cualitativo (Bryman 2008).

Además, se realizaron 20 entrevistas semi-estructuradas a representantes de instituciones públicas de distintas escalas (tanto alcaldes de ayuntamientos, de la Diputación y de la Generalitat) y a representantes de asociaciones ciudadanas a favor y en contra del ATC (ver Figura 4). Los entrevistados fueron seleccionados para representar los distintos actores que tuvieron un papel relevante en el conflicto. Se escogieron en base a su posición y reputación a partir de un proceso de consulta con informantes locales sobre quienes eran las personas que estaban social y políticamente más activas tanto en la defensa como en el rechazo del ATC. Los entrevistados fueron informados que sus opiniones serían anonimizadas debido a la situación conflictiva que generaba la ubicación del ATC. Las entrevistas se realizaron entre los meses de

mayo, junio y julio de 2011. La entrevista era semi-estructurada con el objetivo de obtener respuestas a preguntas abiertas a través de las que se estableció un diálogo entre el entrevistador y el entrevistado. Las preguntas abarcaban diversos temas como, por ejemplo, la valoración del entrevistado respecto el proceso de adjudicación del emplazamiento para el ATC y los momentos claves de este proceso, la participación que había tenido durante éste, que pensaba del papel de los políticos durante el proceso, si estaba de acuerdo en que el ATC se ubicara en Ascó, etc. Las entrevistas fueron grabadas con consentimiento de los entrevistados y posteriormente transcritas. Su contenido se analizó mediante el Análisis de Contenido Cualitativo (Bryman 2008). Además, también se obtuvo información mediante la observación directa de la zona de conflicto y el análisis de documentos oficiales.

Actores entrevistados	Número de entrevistas
Asociaciones ciudadanas a favor del ATC	4
Asociaciones ciudadanas y ecologistas en contra del ATC	6
Alcaldes de municipios a favor del ATC	3
Alcaldes de municipios en contra del ATC	3
Miembro de la Diputació de Tarragona	1
Delegado del Govern de la Generalitat a las Terres de l'Ebre	1
AMAC	1
Miembro del Consell Assessor pel Desenvolupament Sostenible	1

Figura 4. Perfiles de personas entrevistadas y número de entrevistas realizadas.

La región de las "Terres de l'Ebre" está situada al sur de la Comunidad Autónoma de Catalunya (Estado español). Ascó, pueblo de la región, es el lugar donde se pretendía emplazar el ATC. Es un pueblo de 1654 habitantes, situado a la orilla del río Ebro y pertenece a la comarca¹ de la Ribera d'Ebre. Era un pueblo tradicionalmente agrícola pero a raíz de la instalación de dos centrales

¹ Comarca es una división territorial. Las "Terres de l'Ebre" están compuestas por 4 comarcas.



nucleares en los años setenta en su término municipal cambió sus actividades económicas, viéndose afectadas por el “monocultivo” nuclear (García 1990). Ascó tiene un presupuesto municipal que supera los 15 millones de euros [15,340,302.34 euros según información oficial del Ayuntamiento de Ascó (2015)]. Más de tres cuartas partes del presupuesto lo aporta la industria nuclear a través del impuesto de actividad económica (IAE) y del de bienes inmuebles de características especiales (IBICES) (Ajuntament d’Ascó 2015).

5. Proceso de adjudicación del almacén temporal centralizado

5.1. Desarrollo del proceso a nivel estatal

El Gobierno del Partido Popular (PP, derecha) apostó en su V Programa de Residuos Nucleares de 1999 por no comprometerse en la búsqueda de una solución definitiva para los residuos de alta radioactividad y posponerla hasta el 2010, realizando actuaciones temporales como ampliar las piscinas de las centrales y construir un ATC (Gómez 2002). En consecuencia, en el año 2002, Enresa (empresa pública que gestiona los residuos nucleares) proyectó el primer ATC en el Estado español que debía estar operativo antes del 2010. La idoneidad de la infraestructura fue ratificada en la Comisión de Industria del Congreso, en diciembre del 2004, formada por representantes de todos los grupos parlamentarios [PSOE, PP, Esquerra Republicana de Catalunya (ERC, socialdemócrata) e Izquierda Unida (IU, izquierda)] (Méndez 2004). Bajo mandato del PSOE, se aprobó el VI Plan General de Residuos Radiactivos donde se explicitaba la apuesta por construir un ATC cuyo emplazamiento debía elegirse antes de 2007. Se justificaba la elección considerando que era preferible, económica y técnicamente, a construir un Almacén Temporal Individualizado (ATI) en cada central. Además,

permitía retrasar la decisión definitiva sobre los residuos, daba capacidad de maniobra ante posibles imprevistos, reducía el número de instalaciones nucleares y permitía liberar los emplazamientos de las nucleares clausuradas (VI Plan General de Residuos Radiactivos 2006).

El ATC se concibió para almacenar residuos durante un periodo de 60 años, además de construirse un centro tecnológico para investigar la gestión final de los residuos y un parque empresarial. Se planearon 4 años para su construcción, una inversión total de 700 millones de euros y un promedio de 300-500 trabajadores. El municipio que lo acogiese recibiría 12 millones de euros anuales, cantidad que se ampliaría a 18 cuando las centrales nucleares se desmantelasen, en el horizonte del 2030 (Convocatoria de la Secretaria de Estado 2009).

El Gobierno del PSOE impulsó la creación de la Mesa de diálogo sobre la Energía Nuclear que pretendía establecer recomendaciones para el proceso de emplazamiento del ATC. Fruto de las conclusiones de la Mesa y de las recomendaciones del Proyecto COWAM², se constituyó una Comisión Interministerial que tenía como funciones establecer el procedimiento de selección, las condiciones de los emplazamientos candidatos y los procesos de información y participación pública (Real Decreto 2006).

El ATC debía estar operativo en el 2010 pero las elecciones municipales de mayo del 2007 (Méndez 2006), las elecciones generales de marzo del 2008 (Basco 2007) y las elecciones al Parlamento Europeo del 2009 (Reuters 2009) se utilizaron como parte de la argumentación para posponer los plazos. No fue hasta diciembre del 2009 que se efectuó la convocatoria pública para que los municipios se presentaran como candidatos al ATC, teniendo un mes como plazo y habiéndolo aprobado en un pleno municipal (Resolución del BOE 2009). En total fueron trece los

² El Ministerio de Industria y Enresa decidieron seguir las directrices del COWAM (Community on Waste Management), proyecto europeo que tiene como objetivo establecer un proceso democrático en la toma de

decisiones sobre emplazamientos para instalaciones que por su naturaleza carecen de aceptación social. Información extraída de <http://www.cowam.com/>



municipios que aparecieron en la lista oficial de candidatos. En septiembre del 2010, se publicó el Informe con los tres mejores candidatos, situando a Zarra (València) en primera opción, seguido de Ascó y Yebra (Guadalajara) (Informe de propuesta de emplazamientos candidatos 2010). Debido a las reacciones en Catalunya, finalmente en diciembre de 2011 se desestimó ubicar el ATC en Ascó y se escogió como lugar Villar de Cañas (Cuenca) (BOE 2012), población que no estaba en la lista de preseleccionados. El almacén estará operativo en 2018 según Enresa (Enresa 2014). Actualmente el ATC está parado ya que el Gobierno de Castilla La Mancha se muestra contrario a su construcción y ha legislado para paralizar el proceso ampliando la Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) incluyendo el término municipal de Villar de Cañas. Esta ampliación conlleva que cualquier infraestructura relacionada con el almacén nuclear proyectado en Villar de Cañas necesite la aprobación ambiental previa del Gobierno de Castilla-La Mancha. Además, informes técnicos desaconsejan su construcción en el lugar debido a problemas de seguridad de los terrenos.

5.2. Reacciones en Catalunya y conflicto social en las “Terres de l'Ebre” ante la posibilidad de albergar el ATC

El proceso se vivió con mucha polémica en las “Terres de l'Ebre”. Uno de los sucesos más controvertidos fueron las acusaciones a alcaldes de haber ofrecido, a espaldas de la población, sus municipios a Enresa para albergar el ATC (Giralt 2006; Agencias 2008).

Ante las sospechas de que la infraestructura se ubicara en las “Terres de l'Ebre”, diferentes organizaciones vecinales y en defensa del territorio constituyeron la Coordinadora Anticementiri Nuclear de Catalunya (CANC) en el 2006 (Entrevista #1 6/6/2011). Esta Coordinadora ha sido clave en el proceso, ya que dinamizó la respuesta social en contra del

ATC tanto mediante manifestaciones y concentraciones, como organizando charlas y conferencias. Una de las campañas promovidas por la CANC para demostrar el rechazo del ATC fue la aprobación de mociones en contra en las instituciones³ de Catalunya. Por su parte, Enresa y la Asociación de Municipios en Áreas con Centrales Nucleares (AMAC), realizaron una campaña informativa dirigida a incrementar la aceptación social del ATC en la zona de Ascó y Vandellòs (Entrevista #1 6/6/2011; Entrevista #2 17/6/2011). También se crearon entidades sociales como “Acció, Solidaritat, Compromís i Oportunitat” (ASCO), a favor del ATC en Ascó. Éstas reunieron un total de 4.227 firmas de apoyo a la candidatura (EFE 2010).

El período de más tensiones sociales fue durante el mes de enero de 2010, cuando los municipios debían presentar candidatura. A pesar de haber negado que se presentaría (Balsells 2010), el pleno del Ayuntamiento de Ascó votó a favor de su candidatura. Se descubrió que el alcalde de Ascó ya había informado, en el 2008 (un año antes de la Convocatoria pública del 2009), al presidente de la Generalitat que iba a presentar Ascó como candidata al ATC (Sans 2010).

A nivel autonómico, el Parlament de Catalunya aprobó tres mociones, en 2008, en 2010 y en 2011 respectivamente, donde se instaba al Gobierno de la Generalitat a solicitar al Estado que desestimase de manera definitiva la ubicación del ATC en cualquier término municipal de Catalunya.

6. Intereses y lenguajes de valoración de los distintos actores en Catalunya

El conflicto sobre la posible ubicación del ATC en Ascó se originó debido a los distintos lenguajes de valoración (Martínez-Alier 2004) e intereses expresados por los actores presentes en el conflicto. Se consideraron los actores más relevantes a escala regional de las “Terres de l'Ebre” con mención a aquellos

³ Se aprobaron mociones en contra del ATC en 159 Ayuntamientos (el 80% de los municipios de las “Terres de l'Ebre” y Priorat (comarca vecina) y casi el 20% de

Catalunya), 12 Consells Comarcals (todos los de las “Terres de l'Ebre” y Priorat) y las Diputaciones de Tarragona y Lleida (blog de la CANC 2011).



a escala autonómica/estatal que contribuyeron significativamente en éste.

6.1. Movimiento social contrario al ATC

El movimiento social organizado en contra del ATC fue aglutinado por la “Coordinadora Anticementiri Nuclear de Catalunya” (CANC) que englobaba colectivos de ámbito local o regional y organizaciones ecologistas.

La aceptación de una infraestructura de residuos nucleares por parte de la población en su área depende, según Kraft y Clary (1991), a parte de las problemáticas concretas del contexto, de varios factores: 1) su percepción de la credibilidad y competencia de la administración, 2) su valoración sobre la información técnica de los impactos de la infraestructura, 3) su conocimiento sobre el problema de los residuos nucleares, y 4) la participación que se les permita.

La credibilidad respecto a una información viene determinada tanto por la percepción acerca del conocimiento que tiene la fuente que emite esa información como por la confianza que genera esa fuente. A su vez, la confianza está influida por la aparente sinceridad de la fuente, su desinterés e imparcialidad (Binney et al. 1996). La oposición a la infraestructura en Ascó fue intensa, marcada por la desconfianza en los promotores del almacén. Pensaban que el verdadero objetivo del ATC era permitir alargar la vida de las centrales nucleares ya que se necesitaban vaciar sus piscinas para seguir explotándolas (Entrevista #2 17/6/2011). Pensaban que el Gobierno no había agilizado el proceso porque la saturación de las piscinas podía resolverse con la construcción de Almacenes Temporales Individuales (ATIs). Acusaban a Enresa y a la AMAC de tener ya decidido donde ubicar el ATC previamente. “Quien capitaneó la información en Catalunya fue la AMAC, a quien le interesó que se ubicara aquí” (Entrevista #1 6/6/2011). Opinaban que “los riesgos que implicaba el

ATC eran inaceptables ya que no se podía garantizar una seguridad absoluta de la infraestructura” (Entrevista #7 28/6/2011). No presentaron una actitud local centrada en rechazar la ubicación del ATC en Ascó, sino que su crítica iba dirigida a prescindir de la energía nuclear debido a los riesgos que implicaba. Argumentaban que era necesario establecer un calendario de cierre de las centrales antes de decidir sobre la forma de tratar sus residuos. Según Kraft y Clary (1991) y Kuhn (1998) es habitual que el rechazo hacia infraestructuras de residuos nucleares se base en el rechazo de dicha energía. También criticaban las elevadas pérdidas económicas y de desarrollo territorial como resultado del estigma nuclear. Consideraban que el ATC sería perpetuar la condena nuclear en la comarca. “Es paradójico que la comarca disponga del mayor PIB per cápita de Catalunya, fruto de los altos rendimientos de las centrales nucleares, pero que al mismo tiempo el 17’4% de la población viva en situación de pobreza, el más elevado de Catalunya. Además, desde hace 25 años Ascó pierde una media anual de 18 personas empadronadas porque no hay alternativa económica alguna por culpa del monocultivo energético” (Entrevista #1 6/6/2011). Así, consideraban que la diversificación de la zona no podía llegar a partir de un nuevo vínculo al sector nuclear. “La historia ha demostrado que las centrales nucleares no benefician a la comarca, sino al lobby nuclear” (Entrevista #3 20/6/2011). También criticaban el diseño del proceso de adjudicación del emplazamiento considerándolo poco democrático, ya que se dejó en manos de un Ayuntamiento una decisión que afectaba a un territorio más amplio (Entrevista #1 6/6/2011). Criticaban también la ausencia de mecanismos de participación real, que según su opinión se tradujeron exclusivamente en una página web con información sobre el proceso. Este movimiento social de rechazo al ATC no correspondía con la caracterización habitual del síndrome NIMBY⁴ (Kraft & Clary, 1991). La cuestión de las perspectivas localizadas, tan

⁴ NIMBY (*Not In My Back Yard*, No En Mi Patio Trasero): comportamientos basados en el rechazo local de infraestructuras.



central en los argumentos NIMBY, es difícil de considerar en el caso de almacenes de residuos nucleares (Kraft & Clary, 1991).

6.2. Alcaldes de municipios que rodean Ascó

Los alcaldes contrarios al ATC en Ascó consideraban que no había sido nada participativo el proceso de adjudicación y que se pasó la responsabilidad en última instancia a los Ayuntamientos cuando era una cuestión de Estado. Como miembros de la AMAC, opinaban que había habido una concentración de información por parte de sectores de dentro de la Asociación. “Mientras en las asambleas de la Asociación se apostaba por buscar el consenso territorial, por detrás ya se estaban pactando municipios. A los alcaldes de la zona, el día que Ascó se presentó como candidato nos cogió por sorpresa” (Entrevista #9 30/6/2011).

Por su parte, los alcaldes que se posicionaban a favor del ATC argumentaban que éste era necesario, tanto por motivos de seguridad, técnicos y económicos. Decían que los residuos nucleares situados en las piscinas eran un riesgo muy elevado, y la construcción de ATIs era cuatro veces más caro y además no eran tan seguros. El ATC implicaba inversiones, puestos de trabajo, oportunidad con el parque empresarial y referencialidad a través del centro tecnológico. Decían que no lo preferían por el dinero sino por el futuro y el desarrollo de la zona. “Tenemos que aceptar que nuestra especialidad es producir energía, hacer luz; y como es lo que sabemos hacer, pues mejor que venga otra instalación así. Hay que cambiar la mentalidad, aquí la energía nuclear está muy estigmatizada. Además, técnicamente, Ascó es la mejor candidata, con tres reactores alrededor, una masa crítica de trabajadores formados y una cultura nuclear en la zona” (Entrevista # 10 1/7/2011). Argumentaban que la palabra residuo no era correcta ya que debido a la capacidad técnica podía convertirse en combustible. Consideraban que no se debía prescindir de las centrales nucleares, era la fuente energética que menos problemas daba, barata

y limpia. Las opiniones divergían respecto a la valoración del proceso. Había quienes pensaban que había sido participativo, con tiempo suficiente para informar a la población y se habían seguido las directrices del COWAM (Entrevista # 10 1/7/2011); y había quienes pensaban que no se habían seguido dichas directrices y puntualizaban la falta de información (Entrevista #12 21/7/2011). Estos últimos culpaban al presidente de Enresa, ya que decidió presentar el concurso para candidatos “cuando la cosa no estaba todavía madura” (Entrevista # 10 1/7/2011). Tanto unos como otros, denunciaban que el conflicto del ATC se había utilizado con fines políticos/electorales y eso había viciado el proceso. Uno de los entrevistados explicaba que algunos políticos habían cambiado de opinión a lo largo del proceso y lo ilustraba de esta forma: “A mí me molestan mucho estos dobles discursos, si decides una cosa debes mantener la coherencia”. (Entrevista #4 23/6/2011). También atribuían la paralización del proceso a la oposición social, afirmando que había habido mucha demagogia por parte de los sectores contrarios (Entrevista # 10 1/7/2011). Un estudio realizado en Suecia ilustra como los no partidarios de estas instalaciones nucleares tienden a expresar opiniones más contundentes en contra y se hacen oír con más fuerza en el debate sobre la ubicación de dichas infraestructuras (Sjöberg 2003).

6.3. Consell Comarcal de la Ribera d'Ebre y Delegado de la Generalitat en las “Terres de l'Ebre”

Estas administraciones coincidían en sus argumentos de rechazo al ATC, encontrando sintonía con el movimiento social contra el ATC. Apostaban por un modelo de diversificación económica que fuera reduciendo la dependencia respecto a la energía nuclear. Consideraban que el proceso planteado había sido “una subasta entre alcaldes, en vez de escoger el emplazamiento por motivos técnicos” (Entrevista #6 28/6/2011). Además, pensaban que Ascó no era un sitio técnicamente idóneo: núcleos urbanos muy próximos, al lado de un río que



históricamente había tenido riadas, riesgo sísmico y la línea ferroviaria estaba obsoleta. Además, la acumulación de este tipo de infraestructuras generaba un crecimiento exponencial del riesgo, y en Ascó había 4 centrales nucleares próximas, presas, carretera por donde transitaban mercancías peligrosas, etc. También estaban en contra por la cuestión de que fuera centralizado. “Si tienes que albergar los residuos de tu país (Cataluña), ya es otro tema, pero si es estatal es poco operativo y generará conflicto allí donde vaya” (Entrevista #6 28/6/2011).

También criticaban el papel de la AMAC, argumentando que “dentro de la dinámica del mundo de las nucleares, la AMAC juega un papel perverso y poco transparente, liderado por los intereses de su gerente. Ésta, desde el principio, apostó por Ascó por intereses económicos, debido a un acuerdo con el Ministerio de Industria que si el municipio era miembro de la AMAC los beneficios se repartirían entre sus miembros” (Entrevista #6 28/6/2011). El proceso se había alargado por razones políticas. “La AMAC le transmitió al Gobierno que el proceso sería fácil, que había unanimidad y que solo hacía falta que le dieran cobertura legal. Luego el Ministerio se encontró con una sociedad movilizad y unas instituciones con un posicionamiento muy claro en contra” (Entrevista #6 28/6/2011).

6.4. Generalitat de Catalunya

Durante el Gobierno del tripartito⁵ (2003-2010), sus socios no mantuvieron una opinión homogénea. El PSC estaba a favor de la construcción del ATC y apostaba por la energía nuclear, pero no lo quería en Ascó alegando la necesidad de solidaridad y equilibrio entre territorios ya que Cataluña generaba más del 40% de la energía nuclear que se producía en todo el Estado. Además, matizaba que no había consenso territorial y social en Cataluña. ERC e ICV-EUiA,

contrarios a la ubicación del ATC, argumentaban la necesidad de establecer un calendario de cierre de las centrales y un debate social acerca de cual era la mejor solución para los residuos. Ambos partidos opinaban que no se podía seguir castigando más las “Terres de l'Ebre”, uno de los territorios más nuclearizados de Europa. Consideraban que había desaparecido el papel decisivo de las Comunidades Autónomas, denunciando los reiterados contactos entre Enresa y los municipios de las “Terres de l'Ebre” sin intermediar la Generalitat. ICV-EUiA denunció que se había tergiversado la información porque el argumento de la prisa por la construcción del ATC debido al pago por los residuos de Vandellòs I era relativa, ya que el Gobierno no explicaba que la mayor parte del dinero que se pagara se dejaría en régimen de depósito, volviendo a disponer de éste una vez hubieran vuelto los residuos. ICV-EUiA decía que la verdadera razón para construir el ATC era la pretensión de vaciar las piscinas para seguir explotando las centrales (Herrera 2010).

Desde el 2011, CiU gobernaba Cataluña. Este partido tuvo una postura indecisa al ganar las elecciones pero acabó posicionándose en contra del ATC en Cataluña apoyando la Resolución del Parlament de abril del 2011, a pesar de estar a favor de la energía nuclear.

El Consell Assessor pel Desenvolupament Sostenible⁶ (CADS) se mostraba en contra del ATC (CADS, 2011). “La construcción de un ATC no es una solución para los residuos, sino el reconocimiento de que hoy no tenemos solución, descargando así la responsabilidad hacia generaciones futuras” (Entrevista #13 27/7/2011).

6.5. Promotores del ATC: Ministerio de Industria y Enresa

Consideraban el proceso participativo y democrático, “ya que permitía decidir a los

⁵ El Govern del tripartit fou compost per PSC, ERC y Iniciativa per Catalunya-Verds-Esquerra Unida i Alternativa (ICV-EUiA, izquierda).

⁶ El CADS (Consejo Asesor para el Desarrollo Sostenible) es un órgano asesor del Gobierno de la

Generalitat en cuestiones de medio ambiente y desarrollo sostenible. Información extraída de su página web <http://www15.gencat.cat/cads/AppPHP/index.php>



municipios que querían albergarlo, no como en la dictadura, que se determinaron los lugares donde construir las centrales” (Méndez 2005). El transporte de los residuos no era un inconveniente, ya que confiaban en la capacidad técnica de evitar accidentes. Según su opinión, si se había ido retrasando la construcción era porque la decisión de construir siete almacenes independientes siempre se podía tomar. Tenían una visión muy positiva de las capacidades tecnológicas y científicas del futuro de la energía nuclear, ya que consideraban que los residuos eran combustible que aún tenía capacidad de generar energía y que no debía importar el futuro ya que la tecnología daría soluciones.

6.6. AMAC

Había sido partidaria de la construcción del ATC, ya que consideraban que “no es serio que cada central se acabe convirtiendo en un cementerio nuclear” (Entrevista#11 1/7/2011). Valoraban el proceso positivamente, ya que había cumplido con las condiciones exigibles de voluntariedad de los municipios candidatos y transparencia en el proceso de selección. No obstante, no había sabido incluir a las Comunidades Autónomas, lo que había dificultado la toma de decisión. Criticaban los dobles discursos de los partidos políticos, ya que todos habían votado a favor del ATC en el Congreso de los Diputados (Méndez 2004). Durante el proceso, había exigido al Gobierno que negociara directamente con ella la ubicación del ATC, incluso amenazó con impedir que se ampliasen las piscinas de las centrales y negarse a dar licencias para los ATIs planeados. La AMAC consideraba que el Gobierno había dado muestras permanentes de falta de compromiso con los municipios del entorno de las centrales nucleares en relación a su futuro después del cierre de las centrales (Basco 2007).

7. Discusión: Factores (“driving forces”) que determinaron los intereses y lenguajes de valoración

El conflicto originado por los distintos actores fue un conflicto de intereses y de valoración tanto a escala municipal (Ascó) como regional (Terres de l'Ebre). En esta sección se analizan algunos de los factores que llevaron a la existencia de distintos intereses y lenguajes de valoración: 1) la construcción social del riesgo, 2) el proceso de adjudicación del ATC y 3) el “desplazamiento de los costes”.

7.1. Construcción social del riesgo

Como se ha visto en el apartado 6, los distintos actores tuvieron diferentes percepciones sobre el riesgo que implica un ATC. La mayoría de los sectores contrarios al almacén concebían los riesgos de la energía nuclear y del ATC como inaceptables. En cambio, los sectores a favor del ATC partían de la existencia de una elevada capacidad técnica para evitar los riesgos y confiaban en el avance científico a la hora de llegar a eliminarlos. Esto es debido a que la percepción social del riesgo es una construcción social (Beck 1992). Estudios realizados por Slovic (1987) y Binney et al. (1996) demuestran que la mayoría de personas conciben el riesgo en base a su percepción, influida por multitud de factores y procesos, y no solo en base a cuestiones técnicas. A continuación desarrollamos los factores y procesos complejos que influyen en la construcción social del riesgo.

7.1.1 El contexto histórico

Para entender la polarización social en la región que desencadenó en conflicto, era esencial considerar el proceso histórico de implantación de infraestructuras de producción energética en la región, dentro de las cuales se encontraba la energía nuclear. La población de la región llevaba décadas organizándose para denunciar esas cuestiones y exigir un desarrollo territorial más equilibrado. El rechazo al ATC no era más que un aspecto dentro de esa tónica constante de reclamo de dejar de ser el “vertedero del Estado”. Así pues, la multitud de ciclos de charlas y manifestaciones en contra de la energía



nuclear y más concretamente el ATC no eran una cuestión aislada sino que debían comprenderse dentro de una dinámica histórica de este territorio. Esto permitía comprender la magnitud de la movilización, es decir, tanto la gran cantidad de población que se movilizó como el movimiento social resultante.

7.1.2. El papel de las evaluaciones científicas

Las evaluaciones científicas del riesgo no pueden reducirse a meros juicios de hecho sino que hay que considerar el papel que a menudo desempeñan los intereses económicos y políticos en dichas evaluaciones (Laraña 2001). Una de las características de los riesgos de la energía nuclear es que no son visibles, por lo que “dependen del conocimiento y la mediación de los expertos para llegar a ser reales” (Beck 1992: 27). Así, mediante las evaluaciones científicas estos riesgos pueden ser transformados, ampliados o minimizados, por lo que están abiertos a procesos sociales de definición. Los expertos pro nucleares limitan el riesgo a la manejabilidad técnica (Beck 1992), es decir, a valorarlo de manera cuantificable en el caso de accidentes probables. Por el contrario, para los opositores a la energía nuclear lo principal es el potencial de catástrofe de dicha energía (Entrevista #1 6/6/2011; Entrevista #3 20/6/2011), es decir, las consecuencias potenciales en caso de accidente, y no la probabilidad de que ocurra una incidencia. Esto cuestiona el papel tradicional del sistema de expertos y los procedimientos para evaluar las tecnologías de gestión de los residuos (Laraña 2001). Hubo expertos (“counter-experts”) (Beck 1992) que cuestionaron la forma en que se concebía el riesgo mediante probabilidades y de esa manera reforzaron la crítica hecha por los sectores contra el ATC. Un estudio realizado en Suecia por Sjöberg (2003) muestra que el sector contrario a la ubicación de almacenes nucleares piensa que la ciencia no tiene respuestas definitivas sobre cómo gestionar los residuos nucleares de forma segura.

7.1.3. Las protestas de los actores colectivos

Los actores colectivos ponen en cuestión los modelos predominantes y la modernización occidental a la vez que definen colectivamente los riesgos a partir de movilizaciones (Laraña 2001). Así pues, la CANC puso en cuestión el ATC y la energía nuclear a la vez que determinó la percepción del riesgo mediante acciones colectivas como charlas, conferencias, manifestaciones, etc. y el fuerte impacto que tuvieron en los medios de comunicación. Además, los opositores al ATC dieron importancia a propiedades del riesgo que no eran tratadas en los estudios sobre éste (Beck 1992), por ejemplo, la difusión de las armas nucleares (Entrevista #1 6/6/2011), la contradicción entre la humanidad (el error, el fracaso) y la seguridad de la infraestructura (Entrevista #2 17/6/2011) y la duración e irreversibilidad de las grandes decisiones tecnológicas que se tomaron y que juegan con la vida de las generaciones futuras (Entrevista #6 28/6/2011).

7.1.4. Mecanismos desarrollados para facilitar la aceptación

En todo proceso de implantación de infraestructuras que generan controversia se desarrollan una serie de mecanismos y procesos dirigidos a aumentar su aceptación social así como potenciar la confianza en las instituciones (Beck 1992; Benford et al. 1993). Estos mecanismos incluyen estrategias de educación y compensación. Así, Enresa, la AMAC y el lobby nuclear llevaban años implantándose en el territorio, imbricándose en el tejido de la sociedad (estableciendo convenios con la Universidad Rovira y Virgili de la región para la investigación, destinando dinero a aspectos sociales, etc.) y desarrollando campañas informativas sobre la energía nuclear. De esta manera, las campañas informativas hechas por los sectores a favor del ATC debían concebirse dentro del proceso de legitimación histórica de la energía nuclear. Además, según Benford et al. (1993), otro mecanismo es la presión ejercida al destacar el daño potencial que implica retrasar o no construir la infraestructura



en cuestión. Así, tanto la industria nuclear, Enresa y el Ministerio de Industria insistieron en que los residuos eran más vulnerables en las piscinas de las centrales o en ATIs que en un ATC (Resolución de la Secretaria de Estado 2009). El movimiento social contra el ATC denunció estas estrategias (Entrevista #1 6/6/2011, Entrevista #2 17/6/2011).

Con el objetivo de disminuir la oposición social a la infraestructura, el Estado ofreció una compensación económica, un centro de investigaciones, un parque empresarial y puestos de trabajo para el municipio que albergara el ATC. Eso condicionó los intereses y percepciones del riesgo de la población y se materializó en la defensa del ATC. Sirve de ejemplo la población que estaba relacionada laboralmente con la energía nuclear, que tenía intereses en que la región perpetuase la explotación de esa energía. Eso originó lenguajes de valoración basados en la necesidad de cambiar la percepción negativa de la energía nuclear y potenciar la especialización de la región en la producción energética. Además, como el municipio donde se ubicase el ATC sería el principal beneficiario, las poblaciones vecinas tendieron a ver a los habitantes de Ascó a favor del ATC como personas codiciosas que ponían a sus vecinos en riesgo por beneficios materiales. Conscientes de eso, algunos alcaldes del área nuclear de Ascó impulsaron la creación de un consorcio para gestionar las compensaciones y acordaron abrir un proceso para que los sectores económicos de la comarca y los ciudadanos pudieran opinar sobre cómo se tenía que gastar el dinero que pudiera reportar el ATC (ANC 2010). Pero aún así, la oposición denunció que las ofertas de compensación eran un soborno donde se compraban las voluntades de aceptación. Ese comportamiento está caracterizado como el efecto soborno (Frey 1996). De esa manera, se pudieron diagnosticar dos conductas, la de la población que concebía que el riesgo podía ser compensado y los que lo concebían como incompensable. La imposibilidad de

compensación tenía su razón de ser en que el riesgo se concebía como algo que no podía ser medido, que era inconmensurable (Martínez-Alier 2009), y por tanto, no podían establecerse mecanismos para compensarlo.

7.2. El proceso de adjudicación del ATC

Se planificó un proceso que permitía a los municipios presentarse como candidatos con el único requisito de que hubieran aprobado su presentación en un pleno municipal. Precisamente, esto fue lo que generó conflictividad social, ya que la votación en un pleno municipal no es un mecanismo que garantice una verdadera participación ciudadana (como si lo sería, por ejemplo, un referéndum o reuniones participativas con los habitantes donde se sondeasen las opiniones para presentarse como candidato). Además, la metodología utilizada originó que muchas de las candidaturas que se presentaron tomaron la decisión en plenos extraordinarios convocados con urgencia y sin haber informado previamente a los vecinos y a los pueblos del entorno (Europa Press 2010). También ocurrió que municipios decidieron anular la candidatura una vez presentada debido a la oposición de sus vecinos, y algunos que intentaron hasta el final ser candidatos a pesar del malestar de la población (ABC 2010). Los sectores en contra del ATC propusieron la realización de referéndums como mecanismo de democracia directa (Entrevista # 9 30/6/2011). El único mecanismo de participación establecido por el Gobierno fue una página web donde se podía acceder a la información del proceso, pero fue más un mecanismo de información que de participación. Esto llevó a que muchas organizaciones considerasen que se había incumplido el Convenio Aarhus⁷ y lo llevaron a los tribunales. Así pues, es necesario que se establezcan procesos caracterizados por una real posibilidad de participación así como mecanismos que la permitan (Zografos & Martínez-Alier, 2009). En situaciones donde

⁷ El Convenio Aarhus regula la participación de la población en la toma de decisiones, el acceso a la información y a la justicia en materia de medio

ambiente. Ha sido firmado por más de 40 países y ratificado por el Estado español en el 2004.



hay falta de confianza en las instituciones, los procesos de decisión *top-down* (de arriba hacia abajo) no funcionan. En estos casos es necesaria una estrategia que se caracterice por el diálogo, la discusión y la deliberación, donde el aprendizaje social sea un aspecto clave mediante el cual los participantes aprendan y comprendan como los demás perciben y evalúan el riesgo (Lidskog & Sundqvist 2004; Binney et al. 1996). Debido a la idiosincrasia de los residuos nucleares, los riesgos que comporta una infraestructura para albergarlos afectan a un área más amplia que la municipal. De esta manera, el éxito de encontrar un emplazamiento adecuado y socialmente aceptado depende de la aceptación regional. Además, el proceso estuvo marcado por secretismos y pactos previos de candidaturas antes de la convocatoria pública. No se consideró a las Comunidades Autónomas en el proceso, hecho que determinó las 3 resoluciones en contra del Parlament de Catalunya; ni tampoco a las administraciones regionales como el Consell Comarcal de la Ribera d'Ebre. La ubicación del emplazamiento fue motivado por cuestiones políticas y no técnicas.

7.3. Desplazamiento de costes (“cost-shifting”)

La producción de energía nuclear genera una serie de externalidades⁸, como por ejemplo, impactos negativos para el medio ambiente y la sociedad debido a la generación de residuos radiactivos. Ahora bien, como se ha comprobado a lo largo del proceso, sucesivos gobiernos han evitado plantear una solución definitiva a los residuos nucleares de alta radioactividad apostando por cuestiones temporales. Debido a que la gestión de los residuos nucleares es un tema controvertido, los Gobiernos han priorizado aspectos electoralistas por encima de la planificación y

la toma de decisiones que requiere la energía nuclear. Por ejemplo, el plan de cierre de las centrales prometido por el PSOE para antes de acabar su legislatura nunca se desarrolló. Esto lleva a afirmar que no hay voluntad política para gestionar los residuos y lo importante es que las centrales sigan explotándose. Este argumento se refuerza con la aprobación de la Ley 2/2011 que posibilita ampliar la “vida útil” de las centrales a más de 40 años. Esta Ley también cambió la planificación estratégica de la gestión de los residuos hasta 2020. El cambio es muy relevante ya que le permite eludir la toma de decisiones sobre el cierre de las centrales, ya que la primera que cumple 40 años es Almaraz I (Cáceres) en 2021 (Coderch & Almirón 2010).

Las consecuencias de esa falta de planificación y toma de decisiones en cuestiones nucleares hacen que se incrementen las externalidades que son propias de la producción de energía nuclear. Así pues, estos incrementos a nivel de riesgos, de costes económicos y de desequilibrio territorial son transferidos a la sociedad. No son los beneficiarios económicos de la explotación de las centrales (las empresas eléctricas) los que asumen esos costes, sino la sociedad en un proceso de “éxito de desplazamiento de costes” (“cost-shifting”) (Martínez-Alier, 2004). Hablamos de incremento de los riesgos porque el combustible almacenado en las piscinas y en los ATIs comporta más riesgos que en un ATC, y ante la indecisión de la construcción del ATC se están ejecutando ATIs o bien dejando los residuos en las piscinas. La seguridad y los aspectos técnicos no son lo prioritario, sino vaciar las piscinas para poder seguir utilizando las centrales. Los costes económicos se originan porque quien gestiona los residuos es una empresa pública, Enresa, y por tanto quien paga la gestión de los residuos es la sociedad⁹. Además, las penalizaciones que

⁸ Existe una externalidad siempre que las relaciones de utilidad o producción de algún individuo incluyan variables reales, cuyos valores son elegidos por otros sin atender a los efectos sobre el bienestar del individuo inicial (Baumol y Oates, 1975).

⁹ La entidad pública empresarial Enresa constituye un servicio público esencial que se reserva a la titularidad

del Estado. Su actividad se ha financiado durante años vía tarifa de la luz costado por los consumidores y desde el 2005 incorpora tasas a pagar por las empresas explotadoras titulares de las centrales nucleares (BOE 2005).



vienen impuestas por el retraso del retorno de los residuos que están en el extranjero se pagan con dinero público. Los incrementos en los costes de desequilibrio territorial vienen dados por la despreocupación del Estado de realizar planes de desarrollo para los municipios después del cierre de las centrales, ni de financiar los requisitos necesarios como los planes de emergencia.

8. Conclusiones

El ATC no se construyó en Ascó debido al nivel de resistencia, organización y formación en la cuestión nuclear que ha adquirido la población de la región de las “Terres de l'Ebre” durante décadas de lucha antinuclear. Es necesario considerar los factores que determinan los distintos valores e intereses de la población para entender en su complejidad el conflicto social. Así la construcción social del riesgo es un proceso en el que intervienen tanto el papel del movimiento antinuclear como las estrategias del Estado y el lobby nuclear por favorecer la aceptación social de dicha energía. El movimiento social ha cuestionado el procedimiento para emplazar el ATC así como ha evidenciado los verdaderos intereses detrás de la construcción del ATC. Es importante la participación de la ciudadanía en el diseño de los procesos y en la toma de decisiones, así como tener en cuenta las dimensiones territoriales de afectación de dichas infraestructuras para incluirlas en la toma de decisiones. El proceso de adjudicación de un lugar donde emplazar el ATC ha sido largo y la decisión definitiva fue pospuesta numerosas veces, lo que refleja la falta de voluntad del Gobierno estatal para lidiar con esta cuestión. Éste ha priorizado su imagen electoral y, influido por las empresas eléctricas, ha decidido mantener la explotación de las centrales nucleares sin considerar la planificación necesaria en la gestión de los residuos. Esto origina un incremento de los costes ya asociados a la energía nuclear en materia de riesgo, económicos y de equilibrio territorial que son transferidos al conjunto de la sociedad (“cost-shifting”).

Agradecimientos

Agradezco a Giorgos Kallis la supervisión de este estudio y sus recomendaciones así como a Jeroen C.J.M. van den Bergh i Laura Calvet Mir sus valiosos comentarios. A Laia Echániz le agradezco su ayuda en aspectos técnicos como son la elaboración del mapa.

REFERENCIAS

- ABC, 2010 (Febrero 5). Bidones “radiactivos” para Sebastián. ABC. Consultado en <http://www.abc.es/20100205/sociedad-medio-ambiente/greenpeace-almacen-nuclear-201002051408.html>
- Agencias, 2008 (Julio 28). Cuatro municipios candidatos para el cementerio nuclear. El Mundo. Consultado en <http://www.elmundo.es/elmundo/2008/07/28/ciencia/1217243515.html>
- Ajuntament d'Ascó, 2015. Pressupost municipal 2015. Consultado en la página web del ayuntamiento <http://asco.cat/arxiu/ajuntament/banners/taules-pressupost-2015-2.pdf>
- ANC, 2010 (Marzo 10). Ascó impulsará la creació d'un consorci per gestionar la compensació econòmica del cementiri nuclear. Diari de Tarragona. Consultado en <http://www.diaridetarragona.com/ebre/041233/lajuntament/dasco/impulsar/creacio/dun/consorci/per/gestionar/compensacio/economica/cementiri/nuclear>
- Anshelm. J. y V. Galis, 2009. The politics of high-level nuclear waste management in Sweden: confined research versus research in the wild. *Environmental policy and governance* Vol. 19 : 269-280.
- Balsells, F. 2010 (Enero 19). ERC exige que Ascó renuncie a acoger el almacén nuclear. El País. Consultado en http://elpais.com/diario/2010/01/19/catalunya/1263866842_850215.html
- Basco, S. 2007 (Julio 18). Protestas por la ampliación de las piscinas de residuos de las centrales. ABC. Consultado en



http://www.abc.es/hemeroteca/historico-18-07-2007/abc/Sociedad/protestas-por-la-ampliacion-de-las-piscinas-de-residuos-de-las-centrales_1634289337386.html

Basco, S. 2007 (Julio 22). El ATC queda aparcado, la opción más cara y peligrosa para los residuos radiactivos. ABC. Consultado en http://www.abc.es/hemeroteca/historico-22-07-2007/abc/Sociedad/el-atc-queda-aparcado-la-opcion-mas-cara-y-peligrosa-para-los-residuos-radiactivos_16460877153.html

Baumol W.J. y W.E. Oates, 1975. *The theory of environmental policy*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs.

Beck, U., 1992. *Risk Society: Towards a New Modernity*. Sage Publications.

Benford, R. D., Moore, H. A. y J.A. Williams, 1993. In Whose Backyard? Concern About Siting a Nuclear Waste Facility. *Sociological Inquiry* Vol. 63 (1): 30 – 48.

Binney S. E., Mason R., Martsolf S. W. y J.H. Detweiler, 1996. Credibility, public trust, and the transport of radioactive waste through local communities. *Environment and Behavior* Vol.28 (3): 283-301.

Boletín Oficial del Estado, 2005. Ley 24/2005, de 18 de noviembre, de reformas para el impulso a la productividad, núm. 277, 19 de noviembre.

Boletín Oficial del Estado, 2006. Real Decreto 775/2006, núm. 159, 5 de julio.

Boletín Oficial del Estado, 2009. Resolución de la Secretaria de Estado de Energía, núm. 313, 29 de diciembre.

Boletín Oficial del Estado, 2011. Resolución del Ministerio de Industria, Energía y Turismo, núm. 296, 9 de diciembre.

Boletín Oficial del Estado, 2011. Ley 2/2011, de 4 de marzo, de Economía Sostenible, núm. 55, 5 de marzo.

Boletín Oficial del Estado, 2012. Resolución del Ministerio de Industria, Energía y Turismo, núm. 17, 20 de enero.

Boletín Oficial del Estado, 2014. Anuncio de la Dependencia de Industria y Energía de la

Subdelegación del Gobierno de Burgos, núm. 51, 28 de febrero.

Bryman, A., 2008. *Social Research Methods*. Oxford University Press.

Blog de la Coordinadora Anticementiri Nuclear de Catalunya (CANC): blogcanc.blogspot.com.es, consultado el 20 de marzo de 2012.

Cartañà, M. 2010 (Enero 26). El pressupost d'Ascó quadruplica el de la majoria de pobles de dimensions similars. El Punt Avui. Consultado en <http://www.elpuntavui.cat/ma/article/4-economia/18-economia/129294-el-pressupost-dasco-quadruplica-el-de-la-majoria-de-pobles-de-dimensions-similars.html?cca=1>

Consell Assessor Desenvolupament Sostenible (CADS), 2011. Recomanacions del CADS davant del nou context de les centrals nuclears. 27 abril.

Coderch, M. & N. Almirón., 2010. *El Miratge Nuclear*. Col·lecció Descoberta.

Comisión Interministerial, 2010. Informe de propuesta de emplazamientos candidatos para albergar el emplazamiento del ATC y su centro tecnológico asociado, 20 septiembre.

Congreso de los Diputados, 2006. Diario de Sesiones del Congreso de los Diputados, 563 Sesión 33 VIII Legislatura 27 abril.

Consejo de Seguridad Nuclear, 2014. Informe del CSN al Congreso de los Diputados y al Senado.

Consejo de Seguridad Nuclear, 2016. Informe favorable de la solicitud de autorización de ejecución y montaje de la modificación de diseño del almacén temporal individualizado de combustible gastado de la central nuclear de Almaraz.

EFE, 2010 (Junio 21). Vecinos de la Ribera d'Ebre presentan más de 4.000 firmas a favor del almacén. ABC. Consultado en <http://www.abc.es/agencias/noticia.asp?noticia=427782>



EFE, 2014 (Junio 06). España ahorrará entre 220 y 280 millones en gestión de los residuos Vandellós. La Vanguardia. Consultado en

<http://www.lavanguardia.com/vida/20140606/54408749149/espana-ahorrara-entre-220-y-280-millones-en-gestion-de-los-residuos-vandellos.html>

Blog de Enresa "Toledo acoge la II Jornada monográfica sobre el ATC":

<http://www.enresa.es/actualidad/weblog/post/toledo-acoge-ii-jornada-monografica-sobre-atc>, consultado el 24 de febrero de 2014.

Europa Press, 2010 (Febrero 4). Greenpeace asegura que el Ministerio "no está contando toda la información y está engañando a la población". Europa Press. Consultado en <http://www.europapress.es/epsocial/ong-y-asociaciones/noticia-atc-greenpeace-asegura-industria-no-contando-toda-informacion-enganando-poblacion-20100204170508.html>

Fan, M., 2008. Public perceptions and the nuclear waste repository on Orchid Island, Taiwan. *Public Understanding of Science* Vol.18: 167 – 176.

Fischer-Kowalski, M., 1998. Society's Metabolism: the intellectual history of Material Flow Analysis. Part I. 1860-1970. *Industrial Ecology* Vol.2 (1): 61 – 78.

Frey, B. S., Oberholzer-Gee, F. y R. Eichenberger, 1996. The Old Lady Visits Your Backyard: a Tale of Morals and Markets. *The Journal of Political Economy* Vol.104 (6): 1297 – 1313.

Franco, F. 2011 (Mayo 12). Parte del uranio gastado en Garoña comenzará a reprocesarse en 2012. Diario de Burgos. Consultado en

<http://www.diariodeburgos.es/noticia.cfm/Merindades/20110512/parte/uranio/gastado/garo%C3%B1a/comenzara/reprocesarse/2012/CF55FC69-0085-A40D-BAADB7B01A243805>

García, X., 1990. *La Catalunya nuclear*. Editorial Columna.

Giralt, E. 2006 (Julio 14) Tivissa y Móra la Nova negocian el cementerio nuclear, según Greenpeace. La Vanguardia. Consultado en

<http://hemeroteca.lavanguardia.com/preview/2006/07/14/pagina-30/50234477/pdf.html?search=enriqueta%20marti>

Gómez, I. 2002 (Julio 11). EEUU aprueba el primer silo para residuos nucleares del mundo. El País. Consultado en http://elpais.com/diario/2002/07/11/sociedad/1026338405_850215.html

Herrera, J. 2010 (Febrero 01). La insostenible hipoteca del cementerio nuclear. El País. Consultado en http://elpais.com/diario/2010/02/01/opinion/1264978805_850215.html

Kraft, M. E. y B.B. Clary, 1991. Citizen Participation and the Nimby Syndrome: Public Response to Radioactive Waste Disposal. *The Western Political Quarterly* Vol.44 (2): 299 – 328.

Kuhn, R. G., 1998. Social and political issues in siting a nuclear-fuel waste disposal facility. *Canadian Geographer* Vol.42 (1): 14 – 28.

Laraña, E., 2001. Reflexivity, Risk and Collective Action over Waste Management: a Constructive Proposal. *Current Sociology* Vol.49 (1): 23 – 48.

Lidskog, R. y G. Sundqvist, 2004. On the right track? Technology, geology and society in Swedish nuclear waste management. *Journal of Risk Research* Vol.7 (2): 251-268.

Martínez-Alier, J., 2004. *El ecologismo de los pobres: Conflictos ambientales y lenguajes de valores*. Editorial Icaria Antrazyt.

Martínez-Alier, J., 2009. Social Metabolism, Ecological Distribution Conflicts, and Languages of Valuation. *Capitalism Nature Socialism* Vol.20 (1): 58 – 87.

Melosi, M., 2000. *Equity, Ecoracism and the Environmental Justice Movement in The Face of the Earth*. Editorial D. Hughes Armok (M.E. Sharp) pp 47 – 75.

Méndez, R. 2004 (Diciembre 21). España paga al Reino Unido para evitar la vuelta de 97 toneladas de residuos nucleares. El País. Consultado en http://elpais.com/diario/2004/12/21/sociedad/1103583602_850215.html



Méndez, R. 2004 (Diciembre 22). "Los pueblos con una central son candidatos a tener el almacén de residuos", según la ponente socialista. El País. Consultado en

http://elpais.com/diario/2004/12/22/sociedad/1103670002_850215.html

Méndez, R. 2005. Hay alcaldes a los que no les asusta hablar de tener un almacén de residuos nucleares. El País. Consultado en http://elpais.com/diario/2005/05/16/sociedad/1116194409_850215.html

Méndez, R. 2006 (Septiembre 6). 65 municipios piden información a Industria sobre el almacén nuclear. El País. Consultado en http://elpais.com/diario/2006/09/06/sociedad/1157493602_850215.html

North, D. W., 1999. A perspective on Nuclear Waste. *Risk Analysis* Vol.19 (4): 751 – 758.

Parlament de Catalunya, 2008. Butlletí Oficial del Parlament de Catalunya Vol.229 VIII Legislatura, Quart Període p 9 - 17 marzo.

Parlament de Catalunya, 2010. Diario de Sesiones del Parlament de Catalunya Vol.113 VIII Legislatura 11 marzo.

Parlament de Catalunya, 2011. Diario de Sesiones del Parlament de Catalunya Vol.51 IX Legislatura 6 abril.

Plan General de Residuos Radiactivos, 2006. VI Plan General de Residuos Radiactivos. Revisión.

Red Eléctrica Española, 2010. Fuentes energéticas de cobertura de la demanda anual en el Estado español. Avance 2010.

Reuters, 2009 (Marzo 10). El Gobierno dice que no hay decisión sobre el cementerio nuclear. Público. Consultado en <http://www.publico.es/208306/el-gobierno-dice-que-no-hay-decision-sobre-el-cementerio-nuclear>

Rodríguez, E., López, S., Alba, S., Pallisé, J., Riechmann, J., Sempere, J. y E. Tello, 2008. *Casi todo lo que usted desea saber sobre los efectos de la energía nuclear en la salud y el medio ambiente*. Editorial El Viejo Topo.

Sans, S. 2010 (Enero 27). Entrevista a Rafael Vidal, alcalde d'Ascó: Estoy seguro de que el

Govern cooperará. La Vanguardia. Consultado en

<http://www.lavanguardia.com/vida/20100126/53877769572/rafael-vidal-estoy-seguro-de-que-el-govern-cooperara.html>

Sjöberg, L., 2003. Attitudes and risk perceptions of stakeholders in a nuclear waste siting issue. *Risk Analysis* Vol.23 : 739-749.

Sjöberg, L. Drottz-Sjöberg B. 2001. Fairness, risk and risk tolerance in the siting of a nuclear waste repository. *Journal of Risk Research* Vol.4 (1): 75-101.

Slovic P., 1987. Perception of risk. *Science* Vol.236 : 280-285.

Yin, R., 2003. *Case Study Research: Design and Methods*. Editorial Sage Publications Thousand Oaks.

Zografos, C. y J. Martínez-Alier, 2009. The politics of landscape value: a case study of wind farm conflict in rural Catalonia. *Environment and Planning A* Vol.41: 1726 – 1744.



INCENTIVOS GOVERNAMENTAIS E DEMANDA POR EMPREGOS VERDES NOS SETORES PÚBLICO E PRIVADO DO BRASIL

Rita Inês Paetzhold Pauli

Doutora em Economia pela Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Pós-doutoranda no *Sustainable Places Research Institute* –Cardiff – UK. Professora da Universidade Federal de Santa Maria, R. Mal. Floriano Peixoto, 1750, Sala 613, 6º Andar, CEP 97015-372, Santa Maria, Brasil.

rita.pauli@gmail.com

Liz Felix Greco

Mestre em Economia e Desenvolvimento pela Universidade Federal de Santa Maria, (UFSM).
Doutoranda no Programa de Pós-Graduação em Política Científica e tecnológica, Instituto de Geociências da Universidade Estadual de campinas (UNICAMP), R. João Pandiá Calógeras, 51, CEP: 13083-870, Campinas, Brasil.

felixgrecoliz@gmail.com

Jéferson Réus da Silva Schulz

Mestrando no Programa de Pós-graduação em Engenharia da Produção na Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Rua Marechal Floriano Peixoto, 1750, Sala 505, 5º Andar, CEP 97015-372, Santa Maria, Brasil.

Bruna Tadielo Zajonz

Mestranda no Programa de Pós-graduação em Engenharia da Produção na Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Rua Marechal Floriano Peixoto, 1750, Sala 505, 5º Andar, CEP 97015-372, Santa Maria, Brasil.

Resumo

O artigo discute os empregos verdes, isto é, àqueles que formalmente pretendem reduzir o impacto ambiental de empresas e de setores econômicos para níveis sustentáveis. O objetivo consiste, além da conceituação de empregos verdes, à identificação das empresas e setores da economia demandantes destes, bem como elucidar como a intervenção do governo estimula a criação desses empregos. O referencial pesquisado e fontes de informações foram extraídos de estudos da OIT (Organização internacional do Trabalho), do PNUMA (Programa das Nações unidas para meio ambiente), do IPEA (Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada), órgãos governamentais capazes de informar os incentivos do Estado no fomento à criação de empregos verdes. A principal conclusão é que as empresas que quantitativamente mais demandam empregos verdes são as da construção civil, de energia e da agropecuária, respectivamente. Os incentivos governamentais, além de estimular à criação de empregos verdes via incentivos de políticas fiscais, concessão de benefícios e eventos, conta com uma intervenção de estímulo direto em que o próprio Estado demanda esses empregos.

Palavras-chave: economia verde; empregos verdes; política governamental; desenvolvimento sustentável.



ABSTRACT

The present article discusses the green jobs, it is those that formally intend to reduce the environmental impact of enterprises and economic sectors to sustainable levels. The objective is beyond the concept of green jobs to identify the companies and sectors of the economy of these applicants, and how government intervention encourages the creation of these jobs. The benchmark researched and sources of information were extracted from the ILO studies (International Labor Organization), UNEP (Program of the United Nations for the Environment), surveys of IPEA (Applied Economic Research Institute), government agencies able to inform the state incentives in encouraging the creation of green jobs. The main conclusion is that companies that require quantitatively more green jobs are the construction, energy and agriculture, respectively. Government incentives and stimulate the creation of green jobs through tax incentives policies, granting benefits and events, has a direct stimulus intervention in which the State itself demand these jobs.

Keywords: green economy; green jobs; government policy; sustainable development.

JEL Code: Q52, Q56, Q58.

1. Introdução

O debate sobre a questão ambiental começou a ser difundido no Brasil principalmente com a 2ª Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento Humano, realizada no Rio de Janeiro em 1992 (Rio-92). A partir disso, os elementos que relacionam crescimento econômico e desenvolvimento sustentável, além de originarem o conceito de emprego verde em países com diferentes níveis de desenvolvimento e em transição para uma economia mais sustentável, permitiram a criação de milhões de novos postos de trabalho. Segundo a Organização das Nações Unidas (ONU) (2013), nos Estados Unidos, por exemplo, o emprego em bens e serviços ambientais foi de 3,1 milhões em 2010. No Brasil, 2,9 milhões de postos de trabalho foram registrados em áreas dedicadas à redução dos danos ambientais, nesse mesmo período.

Embasado nas informações quantitativas supraexpostas, a importância do estudo acerca da política governamental e demais incursões qualitativas que subjazem à criação de empregos e o desenvolvimento econômico sustentável de um país se mostra relevante. O trabalho tem como objetivo compreender o potencial em relação à geração de empregos em setores que trabalham com sustentabilidade tanto no âmbito privado quanto no público, no caso brasileiro. Há também outras questões específicas que são relevantes na análise, como i) compreender se empregos verdes, quando gerados, implicam ou não na eliminação de outros tipos de empregos; ii) verificar se as empresas e setores que pautam formalmente suas ações na sustentabilidade, são efetivamente aquelas

que mais demandam empregos verdes; e iii) explicitar os empregos verdes que correspondem àqueles de maior potencial de demanda.

A hipótese central é a de que existe um significativo potencial na geração de empregos verdes para ser explorado pelo Brasil, o que possibilitaria a criação de diversos empregos relacionados formalmente à sustentabilidade, sem necessariamente, incidir no desenvolvimento econômico no longo prazo. A hipótese secundária é a de que os empregos verdes eliminam outros postos de trabalhos.

2. Apresentação teórica e metodológica

Nessa parte apresenta-se a fundamentação teórica que embasa a pesquisa e a metodologia que norteia o desenvolvimento do estudo, fazendo-se uma contextualização do tema e mostrando as teorias importantes para discutir o desenvolvimento sustentável e analisar a importância dos empregos verdes. A partir das discussões realizadas pela sociedade em um âmbito mundial, como o debate em torno do efeito estufa e do “buraco” na camada de ozônio, assim como a preocupação com as implicações disso sobre o crescimento econômico, assuntos como o “esverdeamento da economia” e a eficiência energética passaram a ser considerados como pré-condições para a formação de um nível de crescimento econômico caracterizado como sustentável. Como resultado, foi implementada uma plataforma de ação para políticas anticíclicas que visando contornar a



recessão econômica do final da primeira década de 2000.

Devido ao fato do tema ser relativamente recente, há diversas definições de empregos verdes. Segundo o estudo do Programa das Nações Unidas para Meio Ambiente (PNUMA) (2008:13), empregos verdes são definidos como “aqueles que reduzem o impacto ambiental de empresas e de setores econômicos para níveis que, em última análise, sejam sustentáveis”.

Outra definição relevante é a da Organização Internacional do Trabalho (OIT) (2009), que define trabalhos verdes como postos de trabalho nos setores da agricultura, indústria, construção civil, instalação e manutenção, bem como em atividades científicas, técnicas, administrativas e de serviços que contribuem substancialmente para a preservação ou restauração da qualidade ambiental. A OIT associa trabalho verde com trabalho decente, embutindo a ideia de salários adequados, direitos trabalhistas e condições de trabalho adequadas.

Outra definição importante para desenvolver esse estudo é a de desenvolvimento sustentável. O relatório da Comissão Mundial sobre Meio Ambiente, denominado de Relatório Brundtland (1987), apresenta três condições importantes para que se possa propalar o desenvolvimento sustentável: equilíbrio ecológico, crescimento econômico e equidade social. Esses três elementos são simplificados na definição mais elementar de desenvolvimento sustentável, que consiste na forma de desenvolvimento capaz de possibilitar que a geração atual de supra suas necessidades sem comprometer a capacidade das gerações futuras em atender as suas (BRUNTLAND, 1987; VINHA, 1999). Em outras palavras, é o desenvolvimento que não esgota os recursos para o futuro (BRASIL, 2010).

Vale destacar como é possível, a partir da construção dessa base teórica, a implementação de uma economia verde. Para Young (2007), espera-se uma mudança de comportamento do setor produtivo, do setor público e do mercado consumidor, em que os agentes passem a considerar os limites ecológicos como onipresentes em suas decisões.

A economia verde economia verde consiste em um modelo econômico que resulta em melhoria do bem-estar da humanidade e igualdade social, ao mesmo tempo em que reduz significativamente os riscos ambientais e a escassez ecológica (PNUMA, 2011). Em outras palavras, uma economia verde tem baixa emissão de carbono, é eficiente em seu uso de recursos e é socialmente inclusiva, sendo o crescimento de renda e emprego impulsionado por investimentos públicos e privados que reduzam as emissões de carbono e a poluição, que aumentem a eficiência energética e o uso de recursos e que impeçam a perda da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (PNUMA, 2011).

O enfoque principal dessa pesquisa consiste na geração de empregos verdes nos setores público e privado. Partindo-se disso, é importante mostrar que estudos já realizados, como o de Mac-Knight e Young (2006), revelam que nem sempre a melhoria da qualidade ambiental, a partir do aumento do controle de emissões, representa uma redução significativa dos níveis de emprego. Os autores demonstram o benefício gerado pela substituição de diesel por gás natural veicular nos ônibus na região metropolitana de São Paulo. Nesse estudo, concluiu-se que o advento de regras para reduzir a emissão de gases de efeito estufa (GEE) não acarretaria em uma redução do emprego uma vez que a menor concentração de materiais particulados iria reduzir o número de óbitos e internações de doentes por problemas respiratórios (reduz-se a produtividade média do trabalhador).

O tema proposto é relativamente novo, porém já se encontram diversos estudos relevantes sobre empregos verdes. A maior parte deles defendem a ideia de que se verifica um crescimento efetivo e potencial para geração de empregos em setores que trabalham com sustentabilidade. Como destaca Bakker (2011:58):

Pode-se dizer que os empregos verdes já são uma realidade no Brasil e no mundo. E mais que isso, os setores econômicos apresentam boas perspectivas de crescimento, o que reforça as expectativas no sentido de que a transição para uma economia de baixas emissões de carbono venha a se desenrolar



de uma forma socialmente justa, sem provocar grandes desequilíbrios.

A Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, assim como outros órgãos governamentais, incentiva à criação de empregos verdes, fundamentalmente, em função dos impactos no desenvolvimento regional. Um estudo realizado por essa instituição, em 2010, e evidencia que:

O mercado de energias renováveis vem crescendo de forma consistente nos últimos anos, a partir do grande volume de investimentos públicos e privados aportados nesse setor. É um mercado que demanda mão de obra regional, muito em função da modalidade de bioenergia representada pelo setor canavieiro, que passa por transformação desde 2007, com a mecanização sistêmica, empregando profissionais com qualificações diferenciadas em todos os elos da cadeia (SÃO PAULO, 2010: 23).

Do ponto de vista dos impactos da criação de empregos verdes sobre as taxas de emprego gerais na economia como um todo, não há consenso em relação às repercussões positivas no concernente a uma possível queda da taxa de desemprego. Sawyer (2011:39) alerta que existem diversos possíveis efeitos perversos inesperados da economia verde, que devem ser levados em conta:

As propostas existentes parecem ignorar os efeitos bumerangue “*rebound*” e de culatra “*backfire*” decorrentes do aumento de eficiência. Não consideram que alguns poucos empregos verdes, embora por si só positivos, podem eliminar muitos empregos convencionais na medida em que implicam a substituição de força de trabalho por tecnologia moderna (capital).

O importante é ressaltar que incursões mais precisas acerca da linha de análise proposta necessitariam para um melhor entendimento desse tema, conceitos adicionais, tais como: a) Custo Ambiental (Ca): custos necessários a uma adequada tomada de decisões. Eles não são custos distintos, mas fazem parte de um sistema integrado de fluxos materiais e

monetários que percorrem a empresa. Para o cálculo dos custos ambientais totais da empresa, somam-se o custo dos materiais desperdiçados, as despesas de manutenção e de depreciação e do trabalho com os custos de salvaguarda ambiental; b) Custo Marginal (Cmg): corresponde ao acréscimo dos custos totais de produção quando se aumenta a quantidade produzida em uma unidade; c) Custo Privado (Cp): custo advindo da produção de certo produto; d) Curva de Custo Marginal (Ccmg): a curva de custo marginal total corresponde à soma das curvas de custo marginal privado e custo marginal externo; e) Externalidades: segundo Varian (2006), externalidades são efeitos ou resíduos que afetam àqueles que não estão envolvidos na produção ou no consumo do bem que gerou a externalidade e que não tem um mercado definido; f) Economia Verde: economia verde é um conjunto de processos produtivos (industriais, comerciais, agrícolas e de serviços) que ao ser aplicado em um determinado local (país, cidade, empresa, comunidade, etc.), possa gerar nele um desenvolvimento sustentável nos aspectos ambiental e social¹.

Os procedimentos metodológicos são majoritariamente descritivos e analíticos, cuja abordagem tem como pano de fundo a ênfase da importância do desenvolvimento sustentável para a economia, para o meio ambiente e, conseqüentemente para a sociedade. A obtenção de dados sobre os tipos de empregos verdes foram buscados em uma pesquisa, em páginas digitais de órgãos do governo como o PNUMA (Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente), onde foram encontradas as medidas ecologicamente corretas em importantes segmentos da economia brasileira em 2008. Na OIT (Organização Internacional do Trabalho) foram recolhidos dados sobre a oferta de empregos verdes entre 2006 e 2010. No Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA) foram retirados dados sobre o mercado de trabalho de empregos verdes brasileiro em 2010, como quais setores podem empregar este tipo de trabalho. Já no Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

¹ A maior parte desses conceitos podem ser encontrados em Varian (2006).



(MAPA) foram retirados dados sobre quais são as tecnologias de mitigação de Gases de efeito estufa e de ações de adaptação as mudanças climáticas retirado do Plano ABC de 2010. No Ministério do Meio Ambiente (MMA) foram coletados dados dos impactos dos resíduos sólidos. Estes dados serão utilizados como fontes de informações essenciais para explicitar de que maneira a intervenção estatal estimula à criação de empregos verdes, e pesquisa de dados para identificar quais setores mais contratam empregos verdes. Uma revisão dessas informações forma realizadas em 2016, sem alterar substancialmente as informações qualitativas.

3. A intervenção do governo na criação de empregos verdes

Diversas medidas vêm sendo gestadas no âmbito da sociedade e regulamentadas pelo governo no sentido de reduzir as emissões nacionais de gases de efeito estufa, demonstrando assim que o Brasil está procurando “fazer sua lição de casa”. Entre elas, pode-se citar a isenção do Imposto sobre Produtos Industrializados (IPI) para equipamentos de geração de energia eólica e para produtos fabricados com materiais reciclados adquiridos de cooperativas de catadores, assim como a adoção de critérios ambientais para as compras públicas de bens e serviços por parte do governo federal. Além de contribuir para a mitigação das mudanças climáticas, ao estimularem a utilização de energias renováveis e de matérias-primas e produtos menos intensivos em carbono, essas medidas abrem novas e promissoras perspectivas para a geração de empregos verdes em vista de suas potencialidades em impulsionar novos postos de trabalho nos mercados em que estão sendo inseridas.

A eliminação do IPI de produtos fabricados com materiais reciclados, por sua vez, deverá ampliar significativamente a demanda das indústrias por esses materiais, contribuindo assim para a criação de novos postos de trabalho na coleta, no tratamento, no transporte e no reaproveitamento de diversos tipos de resíduos. Com a concessão desse benefício à aquisição dos materiais recicláveis diretamente das cooperativas de catadores, o

governo incentiva a constituição de novas cooperativas e a formalização dessa atividade econômica, o que poderá vir a proporcionar uma sensível melhoria da remuneração e das condições de trabalho. Esse processo ganhou um impulso ainda maior após a aprovação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei 12.305/10), a qual foi aprovada pelo plenário do Congresso Nacional. A nova lei prioriza a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos. Os fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes terão de investir para colocar no mercado artigos recicláveis e que gerem a menor quantidade possível de resíduos sólidos. O mesmo se aplica às embalagens.

Para aplicar as políticas ambientais, o setor público possui uma crescente demanda de trabalhadores nas áreas de proteção e controle das normas ambientais, reestruturação de áreas degradadas, e serviços de saneamento. Sejam esses empregos diretamente ou indiretamente relacionados ao meio ambiente, a formação de especialistas para funções que lidam com a preservação da qualidade ambiental se torna fundamental para o desenvolvimento dos empregos verdes. Assim, é preciso que tanto o setor público quanto o setor privado tenham uma relação de sinergia, gerando um comportamento proativo por parte das empresas, e que as empresas, por sua vez, atuem de forma mais contundente na construção desse novo paradigma (YOUNG, 2007).

Com isso, novas oportunidades de emprego e novos mercados relacionados com a qualidade ambiental estão sendo gerados, apesar de nem todos terem uma vinculação tão estreita em relação à sustentabilidade real. Em muitos países, alguns setores passam a ser competitivos no mercado internacional à medida que adotam políticas de melhoria ambiental com desenvolvimento sustentável.

Um número de evidências cada vez maior também sugere que a transição para uma economia verde pode ser inteiramente justificada em termos econômicos e sociais na medida em que há um forte argumento emergindo para que haja uma duplicação do número de esforços realizados tanto por parte dos governos quanto do setor privado no



engajamento em tal transformação econômica (PNUMA, 2011). Para os governos, isso incluiria nivelar o campo de ação para produtos mais verdes, eliminando progressivamente subsídios defasados, reformando políticas e oferecendo novos incentivos, fortalecendo a infraestrutura do mercado e os mecanismos baseados no mercado, redirecionando o investimento público e tornando os contratos públicos mais verdes (PNUMA, 2011). Para o setor privado, isso envolveria entender e dimensionar a verdadeira oportunidade apresentada pela transição a uma economia verde em uma série de setores chave, e responder às reformas de políticas e aos sinais de preço por meio de níveis mais altos de financiamento e investimento (PNUMA, 2011).

Nos últimos anos, diversos países como a Suécia e a Alemanha, entre outros, passaram a impedir a entrada de produtos nos seus respectivos mercados que não possuíssem algum tipo de certificação ambiental. Tal atitude faz com que o mercado internacional se torne mais exigente, retirando do mercado certos produtos vindos de uma produção ilegal e/ou predatória. Além disso, como as empresas dos países desenvolvidos já estão submetidas explicitamente a forma de controle sobre suas emissões, a introdução de mecanismos econômicos que induzam a redução de gases de efeito estufa no Brasil não pode significar perda de competitividade e sim, no máximo, equiparação de condições. Pode-se contra argumentar que as empresas brasileiras, sem controles explícitos de emissão de gases de efeito estufa, garantiriam vantagens competitivas em relação aos países desenvolvidos. Porém, as evidências demonstram que buscar “refúgio” em mercados que por ora ainda não consideram a questão ambiental, significa limitar o potencial de atuação desta empresa no futuro. Em outras palavras, o custo de imagem e a rejeição dos países desenvolvidos podem ser bem maiores em um futuro próximo do que a eventual economia de recursos por não buscar ações mitigadoras no presente.

A política ambiental brasileira é definida em nível federal pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), e em nível municipal pelas leis orgânicas, sendo que estas

possuem diferentes funções, como, por exemplo: a criação de instrumentos econômicos legais para a proteção da qualidade ambiental e do equilíbrio ecossistêmico, e a criação de normas para minimizar os impactos ambientais inerentes às atividades de cada agente econômico. As principais causas para os impactos ambientais são as emissões de poluentes (líquido, sólido e gasoso) e a extração de recursos naturais (renováveis ou não renováveis).

Diante da necessidade das empresas obedecerem às normas ambientais, é a regulamentação ambiental a instituição que evidencia quais tipos de empregos verdes poderão ser criados. Por sua vez, as políticas públicas que aumentam o nível de investimento para serviços de preservação do meio ambiente, são capazes de gerar demanda de profissionais especializados. A multiplicidade de iniciativas do governo, sendo através de políticas públicas ou da regulamentação ambiental (licenciamento ambiental, normas de emissão, taxas de compensação, etc.) provoca mudanças no campo profissional, gerando uma demanda de especialistas em diferentes áreas. Da mesma forma, o combate internacional contra as mudanças climáticas também impulsiona a transição para uma economia de baixa emissão de gases de efeito estufa (GEE), exigindo que as empresas adotem tecnologias de baixa emissão, chamadas de “tecnologias limpas”.

Apesar das políticas ambientais causarem uma ameaça ao emprego, pois prejudicam a competitividade, a queda do nível de emprego por estas empresas que não lutam contra a crise ambiental poderá ser ainda mais impactante. Isso porque o esgotamento dos recursos naturais, a perda de biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos, as tempestades e as secas provocadas pelo aquecimento global, irão aumentar os custos, enfraquecer a viabilidade de diversos empreendimentos e prejudicar os meios de subsistência fornecidos pela agricultura (PNUMA, 2008).

Deve-se salientar que existem regulamentações que incentivam o investimento para preservação ambiental. Por exemplo, a Lei Federal nº 7.990/89, a qual institui o pagamento da compensação



financeira por empreendimentos de exploração de recursos naturais (petróleo, gás natural, recursos minerais e recursos hídricos para fins de geração de energia). Além disso, como o pagamento da compensação está atrelado ao tamanho do impacto ambiental que será causado, então pode-se afirmar que haverá um incentivo para que as empresas encontrem formas de diminuir tal impacto e, conseqüentemente, pagar uma menor compensação. Isso implica em um incentivo evidente para o surgimento de tecnologias sustentáveis.

De outra forma, na esfera estadual, existe um instrumento que vem sendo disseminado para vários Estados, o chamado Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS) ecológico, cuja proposta consiste em oferecer o repasse de parte do ICMS para aqueles municípios que adotarem políticas que melhorem a qualidade ambiental, como por exemplo, áreas protegidas. Por isso, diversos municípios observaram os benefícios advindos do recebimento desse recurso e, com isso, houve um aumento significativo do número de áreas protegidas no Brasil no século XXI.

Os acordos internacionais, como o Protocolo de Quioto, favoreceram para a geração de empregos verdes, visto que incentivam investimentos em projetos como o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) e outras mudanças no setor produtivo para redução das emissões de GEE. Há que se salientar, porém, que é fundamental que instrumentos de controle e instrumentos econômicos sejam crescentemente aplicados para a preservação ambiental. Destaca-se a necessidade dos seguintes instrumentos: incentivos financeiros para pesquisa e desenvolvimento (P&D) sobre temas ambientais; reforma fiscal ecológica que permita a taxação das emissões de GEE; subsídios para atividades de reciclagem e para tecnologias limpas em processos produtivos. Essas mudanças poderão incentivar o

investimento do setor público e privado, possibilitando que a regulamentação ambiental seja um fator de geração de empregos verdes.

No Brasil, o primeiro dispositivo legal associado à Avaliação de Impactos Ambientais deu-se com a aprovação da Lei nº 6.938/81², que estabelece a Política Nacional do Meio Ambiente e institui o Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA). Dessa forma, a partir do artigo 1º da referida lei, passou-se a exigir que todos os empreendimentos potencialmente impactantes procedessem, dentre outras obrigações, à identificação dos impactos ambientais, à caracterização dos efeitos negativos e à definição de ações e meios para mitigação desses impactos negativos. Salienta-se que, conforme a Norma ISO 14001³, relativa aos sistemas de gestão ambiental, um impacto ambiental é qualquer modificação do meio ambiente, adversa ou benéfica, que resulte, no todo ou em parte, das atividades, produtos ou serviços de uma organização.

4. Setores que mais demandam empregos verdes

Existe cerca de 3 milhões de empregos verdes no Brasil, o que corresponde a apenas 6,60% do total de postos de trabalho formais (O GLOBO, 2012). Esses empregos se propagam em vários setores da economia, como os de fornecimento de energia, reciclagem, agrícola, construção civil e transportes. Embora o país ainda esteja iniciando suas incursões na área, os empregos verdes já crescem mais rapidamente que os demais. Os estudos da OIT demonstram que houve registro de alta de 26,73% na oferta de empregos verdes no Brasil entre 2006 e 2010, enquanto o total de vagas formais subiu 25,35% (O GLOBO, 2012).

Segundo a OIT (2012), o emprego verde é uma possibilidade de fomentar o mercado de

² Disponível para *Download* em: http://www.mma.gov.br/estruturas/sqa_pnla/_arquivos/46_10112008050406.pdf.

³ A ISO 14001 é uma norma internacionalmente reconhecida que define o que deve ser feito para estabelecer um Sistema de Gestão Ambiental (SGA) efetivo. A norma é desenvolvida com o objetivo de criar

o equilíbrio entre a manutenção da rentabilidade e a redução do impacto ambiental; com o comprometimento de toda a organização. Com ela é possível que sejam atingidos ambos objetivos. Disponível para *Download* em: http://200.144.189.97/phd/LeArq.aspx?id_arq=2236.



trabalho em nível mundial, via um modelo sustentável. Trata-se de uma alternativa para combater o desemprego causado pela crise, promovendo a inclusão social. No caso do Brasil, há quem chegue a temer os efeitos sobre a oferta de emprego em decorrência da Lei nº 12.187, de 2009, que institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima e institucionaliza a meta anunciada pelo Governo brasileiro durante a Conferência de Copenhague, de redução das emissões de gases de efeito estufa, projetado para 2020, entre 36,10% e 38,90%.

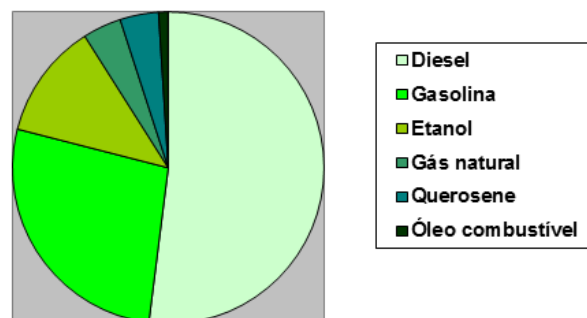
De acordo com o IPEA (2010), todos os postos de trabalhos que forem criados em decorrência da implementação desses planos setoriais de mitigação e de adaptação às mudanças climáticas podem ser considerados empregos verdes. No entanto, a referida fonte adverte que seja possível que, em algumas dessas atividades, possa ocorrer a eliminação de certo número de postos de trabalho a partir da aplicação das medidas destinadas a reduzir as emissões de gases de efeito estufa. Embora ainda não haja estudo sistematizado sobre esse assunto, há motivos para supor que o montante de empregos verdes a serem gerados no conjunto dessas atividades irá superar a quantidade dos postos de trabalho eventualmente perdidos, principalmente porque o caráter geralmente mais intensivo em mão de obra das tecnologias “limpas” proporcionará ganho líquido na oferta total de emprego.

O estudo do IPEA (2010) destaca alguns setores no Brasil que podem alavancar a criação de empregos verdes. O primeiro deles é a construção civil, principalmente em virtude das grandes competições esportivas que o país sediará. As atividades do setor da construção civil já vêm sendo consideravelmente estimuladas pelas obras do Programa de Aceleração do Crescimento (PAC) e também pelo Programa Minha Casa, Minha Vida. Com o advento desse empreendimento do governo, o PAC tem assegurado seu posto de maior gerador de empregos no País. Em dezembro de 2008, em plena crise econômica internacional sobre o nosso mercado de trabalho, ele ainda empregava formalmente 2.861.913 trabalhadores (IPEA, 2010).

A geração de empregos verdes na construção civil depende dos cuidados dispensados em cada uma das etapas para a redução das emissões de gases de efeito estufa e a qualidade ambiental interna e externa para as edificações. No Brasil, existem iniciativas que promovem a adoção de algumas medidas nesse sentido. Entre elas, pode-se citar o Programa Brasileiro de Qualidade e Produtividade no Habitat (PBQP-H), a Etiqueta de Eficiência Energética em Edificações do Programa Nacional de Conservação de Energia Elétrica (PROCEL) e o Selo Casa Azul da Caixa Econômica Federal (CEF), no âmbito do Governo Federal.

O setor energético é dotado de potencial para a criação de empregos verdes considerando que a queima de combustíveis no setor de transportes, é a segunda maior fonte das emissões brasileiras de gases de efeito estufa. A Figura 1 mostra a participação dos diferentes tipos de combustíveis consumidos pelo setor de transportes.

Figura 1: Consumo de combustíveis no setor de transporte.



Fonte: Brasil (2010).

Embora ainda não chegue a 14,00% a participação dos bicomcombustíveis nessa matriz, ela já vem permitindo uma significativa redução das emissões de CO₂ no setor de transportes do país. Se for considerado que cerca de 90,00% dos veículos leves produzidos no Brasil são providos das fabricas de equipados com motores *flex fuel*, a participação do etanol no consumo de combustíveis só tende a aumentar à medida que a frota for sendo renovada. Isso certamente deverá ocorrer com o biodiesel, cuja adição ao diesel derivado do petróleo poderá atingir 10,00% em um futuro próximo. O crescimento da produção de bicomcombustíveis tende a desempenhar, assim, um papel positivo não apenas sobre as emissões



brasileiras de gases de efeito estufa, como também sobre o mercado de trabalho brasileiro.

A fim de reduzir essas emissões, o Governo Federal vem procurando incentivar a produção e o consumo de etanol e de biodiesel como forma de substituir, pelo menos parcialmente, o uso da gasolina e do diesel derivado de petróleo, que ainda são os combustíveis mais consumidos no setor de transportes brasileiro. Assim, parece notório que toda a linha de produção de bicomcombustíveis incrementará o número de postos de trabalho relacionados à economia verde.

Vale ressaltar ainda que o setor agropecuário é o principal responsável pelas mudanças no uso da terra e das florestas, respondendo, isoladamente, por 76,00% das emissões brasileiras de dióxido de carbono (CO₂) (BRASIL, 2014). Não há estudos com utilização de metodologia mais convincente, que permita concluir que a pecuária extensiva praticada no Brasil seja capaz de gerar, maior magnitude de empregos verdes.

Depreende-se disso que a promoção de um modelo de intensificação da pecuária no país, poderia atuar uma maneira eficiente no estancamento da expansão periférica da fronteira agrícola e, conseqüentemente, das emissões de carbono causadas pelas mudanças do uso da terra. O aumento da produtividade do setor, por hectare de área ocupada, só será possível com base em investimentos em certas tecnologias que tendem a exigir muito mais mão de obra do que as utilizadas atualmente. Esse é o caso, por exemplo, da simples melhoria das pastagens, a fim de aumentar a sua capacidade de suporte. A reforma ou a recuperação em larga escala das pastagens degradadas, poderia incidir na criação de uma maior quantidade de novos empregos qualificados como verdes.

Quadro 1: Tonalidades de verde: medidas ecologicamente corretas em importantes segmentos da economia.

Energia			
Gaseificação integrada/sequestro de carbono			
Cogeração (produção combinada de calor e energia)			
Energias Renováveis	(eólica,	solar,	
biocombustíveis, geotérmica, pequenas centrais hidrelétricas); células de combustível			

Construção
Iluminação, aparelhos e equipamentos de escritório energeticamente eficientes
Aquecimento e arrefecimento solar, painéis solares
Retroajuste (<i>retrofitting</i>)
Edifícios verdes (janelas, isolamento, materiais de construção, calefação, ventilação e ar condicionado energeticamente eficientes)
Casas solares passivas, edifícios com emissões zero
Agricultura
Conservação do solo
Eficiência hídrica
Métodos de cultivo orgânico
Redução da distância entre fazendas e mercados

Fonte: PNUMA (2008).

O quadro 1 apresenta os principais subsetores: energético, construção civil e agricultura. São também explicitadas as respectivas atividades ecologicamente sustentáveis e antipoluidoras. São, portanto, relacionados os subsetores vinculando-os apenas àquelas atividades que mais potencializam a geração de empregos verdes. A importância dessas atividades vincula-se ao seu potencial de minimização de problemas ambientais, sendo que alguns dos principais exemplos são: a) redução de CO₂ a partir da criação de energias renováveis; b) criação de edifícios verdes, no caso da construção civil; e c) conservação do solo e agricultura orgânica no caso do subsetor da agricultura.

Fazendo-se um recorte dos três setores apresentados no Quadro 1, constata-se a importância delegada a cada um deles para o alcance do desenvolvimento sustentável. O setor da construção civil apresenta um papel fundamental para a realização dos objetivos globais do desenvolvimento sustentável, uma vez que consome recursos naturais em larga escala e faz uso intensivo de energia (MMA, 2017). Isso desencadeia impactos ambientais nocivos cuja contrapartida é a intensificação da degradação ambiental.

Além dos impactos relacionados ao consumo de matéria e energia, há também aqueles associados à geração de resíduos sólidos, líquidos e gasosos, em que se estima que mais de 50,00% dos resíduos sólidos gerados por atividades humanas sejam oriundos da construção (MMA, 2017). A tentativa de mitigar os impactos negativos gerados pela



construção tem sido difundida por meio do paradigma da construção sustentável.

No âmbito da Agenda 21 para a Construção Sustentável em Países em Desenvolvimento, a construção sustentável é definida como um processo holístico que aspira a restauração e a manutenção da harmonia entre os ambientes natural e construído, e a criação de assentamentos que afirmem a dignidade humana e encorajem a equidade econômica (MMA, 2017). No contexto do desenvolvimento sustentável, esse conceito transcende a sustentabilidade ambiental e estende-se para a sustentabilidade econômica e social, enfatizando a adição de valor à qualidade de vida dos indivíduos e das comunidades, fazendo com que a construção e o gerenciamento do ambiente construído sejam encarados sob uma perspectiva de ciclo de vida. (MMA, 2017).

Projeções do consumo futuro de energia dependem criticamente do tipo de desenvolvimento e crescimento econômico que o país terá, sem que, no entanto, as decisões na área de energia sejam calcadas em meros modelos (GOLDEMBERG; LUCON, 2007). A matriz energética brasileira depende dos rumos que o desenvolvimento econômico do país vai seguir, imputando a necessidade de uma política energética que reconheça esse fato, visto que parte do sistema energético foi privatizado e depende, portanto, de investimentos não-governamentais que não ocorrerão a não ser que regras claras sejam estabelecidas (GOLDEMBERG; LUCON, 2007).

Ressalta-se que há um espaço considerável para ampliar a gestão governamental no setor de energia, visto que ainda são modestos os resultados das ações pela maior eficiência no uso final de energia (GOLDEMBERG; LUCON, 2007). Além disso, não se podem deixar de lado aspectos de segurança no fornecimento, na criação de empregos e de sustentabilidade ambiental (GOLDEMBERG; LUCON, 2007). Por exemplo, a utilização de biomassa, além de ser competitiva comercialmente com o petróleo, é mais limpa e renovável e permite gerar muito mais empregos, assim como os programas de eficiência energética, baseados na adoção de padrões mandatórios, que estimulam o setor

de serviços, reduzem a poluição e prolongam a vida das reservas de petróleo e gás (GOLDEMBERG; LUCON, 2007).

No campo do setor agropecuário, a redução das emissões está centrada, sobretudo, em ações do Governo Federal pautadas em incursões específicas no campo da agricultura de baixo carbono, com o advento o do Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura (Plano ABC). O Plano ABC tem por finalidade a organização e o planejamento das ações a serem realizadas para a adoção das tecnologias de produção sustentáveis, selecionadas com o objetivo de responder aos compromissos de redução de emissão de GEE no setor agropecuário assumidos pelo país (MAPA, 2017). Além disso, vem criando mercados institucionais para a agricultura familiar cooperativada e produtora de alimentos com selo de sustentabilidade ambiental.

O Plano ABC prevê a adoção das seguintes tecnologias de mitigação de GEE e de ações de adaptação às mudanças climáticas: i) Recuperação de Pastagens Degradadas; ii) Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (iLPF) e Sistemas Agroflorestais (SAFs); iii) Sistema Plantio Direto (SPD); iv) Fixação Biológica de Nitrogênio (FBN); v) Florestas Plantadas; vi) Tratamento de Dejetos Animais; e vii) Adaptação às Mudanças Climáticas (MAPA, 2017).

Ressalta-se, assim, que os empregos verdes vêm denotando um crescimento nos subsetores da construção civil, energia e agropecuária, decorrente das possibilidades de inserção a partir de estímulo governamental e de ações das empresas privadas. O Estado atua por pressões da sociedade civil nacional e de acordos internacionais, por sua vez as empresas privadas, pelo reconhecimento de que sua manutenção no mercado é cada vez mais dependente de suas práticas produtivas. Há uma ampla gama de atividades específicas que vem sendo criadas ao longo do tempo, cada qual com diferente potencial na redução dos problemas que envolvem a sustentabilidade ambiental.



5. Conclusões

Conclui-se que os empregos verdes desempenham um papel crucial no sentido de reduzir os impactos ambientais da atividade econômica. Para tanto, políticas públicas de incentivo são essenciais, o que coloca o Estado como um ator de suma importância nesse processo. As empresas, que quantitativamente mais demandam empregos verdes são as dos setores da construção civil, de energia e da agropecuária, respectivamente. Há incentivos governamentais que, além de estimular a criação de empregos verdes via incentivos de políticas fiscais, concessão de benefícios e eventos, contam com uma intervenção de estímulo direto em que o próprio Estado demanda esses empregos.

No caso específico da construção civil, os incentivos governamentais emergem a partir de eventos sediados no país e devido ao desenvolvimento e consolidação do Programa de Aceleração do Crescimento, promovendo o crescimento dos empregos verdes. No caso do setor energético, o Brasil, ao aderir às metas de redução de CO₂, pela Conferência de Copenhague, buscou energias renováveis e que não desgastassem os recursos naturais. No caso da agropecuária, a demanda por empregos verdes decorre do “*puesta*” em marcha, além a adoção de tecnologias de mitigação e de adaptação às mudanças climáticas previstas pelo Plano ABC.

Subsidiariamente, a pesquisa mostra que os empregos verdes já são uma realidade em diversos países e setores econômicos e, mais que isso, apresenta boas perspectivas de crescimento, o que reforça as expectativas no sentido de que a transição para uma economia com baixas emissões de carbono venha amenizar alguns dos grandes abalos que aconteceram e estão acontecendo no meio ambiente, conforme propõe a OIT, sem provocar grandes desequilíbrios no mercado de trabalho. Há estudos recentes que mostram críticas em relação a algumas tentativas específicas de “solucionar” os problemas ambientais, que não apenas se apresentam inócuas, como são capazes de incitar a necessidade de novas intervenções.

Conclui-se que há uma premência em desenvolver estudos pontuais acerca de

temas específicos no concernente à temática aqui estudada. De modo geral, essa pesquisa denota apenas que não há indícios capazes de concluir que a criação de empregos verdes estaria substituindo outros tipos de trabalho sem, contudo, analisar de forma mais profunda se todos os novos empregos criados possuem potencial de gerar uma sustentabilidade mais efetiva de longo prazo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAKKER, L. B. **Uma Abordagem da Geração de emprego verde no Brasil**. Monografia (Bacharelado em Ciências Econômicas), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

BRASIL. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. 2 ed. 2014. Disponível em: <http://www.mct.gov.br/upd_blob/0235/235580.pdf>. Acesso em: 02 abr. 2017.

BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT). **2º Inventário Brasileiro das Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa**. Brasília, maio 2010.

BRUNDTLAND, G. H. **Nosso Futuro Comum**. Nova Iorque, Oxford University Press, 1987. 430 p.

GOLDEMBERG, J.; LUCON, O. **Energia e meio ambiente no Brasil**. Estudos Avançados, 21 (59), p. 07-20, 2007.

IPEA. **NOVAS PERSPECTIVAS PARA A GERAÇÃO DE EMPREGOS VERDES NO BRASIL**, in **Sustentabilidade Ambiental no Brasil: biodiversidade, economia e bem-estar humano**. 2010. Disponível em: <http://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com_content&view=article&id=6474&catid=162&Itemid=2>. Acesso em: 23 jul. 2013.

MAC-KNIGHT, V.; YOUNG, C. E. F. **Análise Custo Benefício da Substituição do Diesel por Gás Natural Veicular em Ônibus na Região Metropolitana de São Paulo**. Boletim Infopetro, v. 7, p. 8-12, nov/dez., 2006.

MAPA. **Plano ABC - Agricultura de Baixa Emissão de Carbono**. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/assuntos/sustentabilidade/plano-abc/plano-abc-agricultura-de-baixa-emissao-de-carbono>>. Acesso em: 02 abr. 2017.

MMA. **Construção Sustentável**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/urbanismo-sustentavel/constru%C3%A7%C3%A3o-sustent%C3%A1vel>>. Acesso em: 02 abr. 2017.

O GLOBO. **Emprego verde bate os demais**. Disponível em: <<http://oglobo.globo.com/emprego/emprego-verde>>



bate-os-demais-4948966#ixzz1vbWksU9p>. Acesso em: 23 jul. 2013.

OIT. **Trabalho decente para uma vida digna.** Disponível em: <http://www.oitbrasil.org.br/sites/default/files/topic/gender/pub/oit%20no%20brasil_folder_809.pdf>. Acesso em: 02 abr. 2017.

OIT. Empregos verdes no Brasil: **Quantos são, onde estão e como evoluirão nos próximos anos**, 2009. 1 ed. v.1. Organização Internacional do Trabalho - Escritório no Brasil.

ONU. **Economia verde cria milhões de empregos no Brasil e no mundo, afirma estudo da OIT**, 2013. Disponível em: <<http://www.onu.org.br/economia-verde-cria-milhoes-de-empregos-no-brasil-e-no-mundo-afirma-estudo-da-oit/>>. Acesso em: 10 mai. 2013.

PNUMA. **Rumo a uma economia verde**. 2011. 672 p. Disponível em: <https://web.unep.org/greenconomy/sites/unep.org/greenconomy/files/field/image/green_economy_full_report_pt.pdf>. Acesso em: 25 fev. 2017.

PNUMA. **Empregos Verdes: Trabalho decente em um mundo sustentável e com baixas emissões de carbono**. 2008. Disponível em: <http://www.oitbrasil.org.br/sites/default/files/topic/green_job/pub/empregos_verdes_rumos_257.pdf>. Acesso em: 02 abr. 2017.

PNUMA. Empregos verdes: **Trabalho decente em um mundo sustentável e com baixas emissões de carbono**. Setembro 2008. Disponível em: <<http://www.oitbrasil.org.br/info/downloadfile.php?fileId=406>>. Acesso em: 05 abr. 2013.

PNUMA. **Green Jobs: Towards decent work in a sustainable, low-carbon world**. World Watch Institute, 2008.

SÃO PAULO. Governo do Estado, Secretaria do Meio Ambiente/Coordenadoria de Planejamento Ambiental. **Economia Verde: desenvolvimento, meio ambiente e qualidade de vida no Estado de São Paulo**. Coordenação Casemiro Tércio dos Reis Lima Carvalho – São Paulo: SMA/CPLA, 2010.

SAWYER, D. **Economia verde e/ou desenvolvimento sustentável?** 2011. Disponível em: <<http://www.conservation.org.br/publicacoes/files/PoliticaAmbienta08sawyer.pdf>>. Acesso em: 10 abr. 2013.

VARIAN, H. R. **Microeconomia: princípios básicos**. Editora Campus, 2006.

VINHA, V. **A Convenção do Desenvolvimento Sustentável e as Empresas Eco- Comprometidas**. Tese (Doutorado em Desenvolvimento, Agricultura e Sociedade) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 1999.

YOUNG, C. E. F. 2007. **Sustentabilidade e Competitividade: o papel das empresas**. Rio de Janeiro, Instituto de Economia UFRJ. Revista de Economia Mackenzie, v. 5. Disponível em: <<http://www3.mackenzie.br/editora/index.php/rem/article/viewFile/797/49>>. Acesso em: 20 abr. 2013.



Pagamentos por serviços ambientais: instrumento custo efetivo na aplicação do requisito legal ambiental?

Thales Oliveira Rosa

Departamento de Economia da Universidade de Brasília, Centro de Estudos em Economia, Meio Ambiente e Agricultura. CEEMA/ECO/FACE. (UnB/Brasil). Campus Universitário Darcy Ribeiro, Asa Norte, Brasília\Distrito Federal. CEP: 70910-900

thalesoliveirarosa@yahoo.com.br.

Claudiano Carneiro da Cruz Neto

Departamento de Economia da Universidade de Brasília, Centro de Estudos em Economia, Meio Ambiente e Agricultura. CEEMA/ECO/FACE. (UnB/Brasil). Campus Universitário Darcy Ribeiro, Asa Norte, Brasília\Distrito Federal. CEP: 70910-900

claudiano.neto@yahoo.com.br

Resumo

Este trabalho teve objetivo principal apresentar uma reflexão com vistas a discutir se o pagamento por serviços ambientais (PSA), quando combinado com instrumentos de comando e controle, é capaz de gerar o incentivo necessário para garantir o cumprimento da legislação ambiental. O uso combinado de instrumentos de comando e controle e os instrumentos econômicos são bons exemplos como se gerar o incentivo necessário para garantir o cumprimento da legislação ambiental – p. e., os programas de PSA's podem contribuir de maneira efetiva nos objetivos de conservação ambiental, pois têm condições de ajudar os proprietários rurais a se adaptarem as mudanças requeridas pela legislação ambiental, ao que ajuda na redução de seu custo de oportunidade.

Palavras-chave: Instrumentos econômicos; Comando e controle; Serviços ambientais; Política Ambiental; Custo efetividade.

Abstract

This paper was the main goal to present a reflection in order to discuss whether the payment for environmental services (PES), when combined with command and control instruments, is able to generate the necessary incentive to ensure compliance with environmental legislation. The combined use of command and control instruments and economic instruments are good examples of how to generate the necessary incentive to ensure compliance with environmental legislation - p. e., PES's programs can contribute effectively in environmental conservation goals as they have conditions to help farmers adapt to the changes required by environmental legislation, it helps in reducing its opportunity cost.

Keywords: Economic instruments; Command and control; Environmental services; Environmental Policy; Cost effectiveness.

JEL Codes: Q57, Q58, Q50

1. Introdução

Com vistas a conservação dos recursos naturais, a utilização de instrumentos econômicos é recente na área ambiental, tradicionalmente no Brasil, os instrumentos mais utilizados para esse fim, foram os instrumentos de cunho mais normativo, a saber os instrumentos de comando e controle.

Esses, quando utilizados sozinhos, não têm sido capazes de garantir a proteção da vegetação nativa, e por isso se cogita a combinação entre os instrumentos de comando e controle e os instrumentos econômicos para verificar se assim, os resultados dos programas de proteção ao meio ambiente no Brasil são mais eficientes (Guedes & Seehusen, p.37, 2011). Frente a



isso, temos por objetivo principal do trabalho apresentar uma reflexão com vistas a discutir se o pagamento por serviços ambientais (PSA), quando combinado com instrumentos de comando e controle, é capaz de gerar o incentivo necessário para garantir o cumprimento da legislação ambiental.

Uma vez que consideremos como hipótese norteadora que o uso combinado dos instrumentos da Política ambiental seja a melhor alternativa para a redução da degradação ambiental e a consequente perda dos estoques de recursos naturais, surgem questões como: i) o uso combinado de instrumentos de comando e os instrumentos econômicos tem sido capaz de gerar incentivo necessário para garantir o cumprimento da legislação ambiental?, ii) Em que medida os instrumentos econômicos, nomeadamente, Programas de PSA's, tem contribuído de maneira efetiva na redução da expansão de áreas desmatadas?

A divisão do paper atende a seguinte ordem: Na primeira sessão é feito a apresentação do paper. Na segunda tem-se a exposição acerca dos conceitos de Serviços Ecossistêmicos e sua evolução direcionada a economia. Na terceira sessão são apresentadas "as regras do jogo" relacionadas aos programas de pagamento por serviços ambientais e o caminho para o melhoramento da legislação relacionada. Na quarta sessão é apresentado a proposição do uso combinado dos instrumentos de Comando e Controle e os instrumentos Econômicos como gerador de benefícios para a conservação do meio ambiente e consequente indução a criação de oferta e demanda por serviços ambientais no Brasil. Na última sessão é apresentado o modelo analítico necessário para a execução deste paper.

2. Serviços Ecossistêmicos: da provisão a sua remuneração via PSA.

O entendimento de que os serviços ecossistêmicos são benefícios diretos e indiretos obtidos pelo homem a partir dos ecossistemas (Constanza et. al., 1997) é amparada por trabalhos como o de De Groot et. al. (2002), no qual se ressalta a capacidade

dos processos naturais e de seus componentes para fornecer bens e serviços que satisfaçam as necessidades humanas, direta ou indiretamente. Outra definição é estabelecida por Daly (1997), e diz que os serviços ecossistêmicos podem ser definidos como os serviços prestados pelos ecossistemas naturais e as espécies que os compõem, na sustentação e preenchimento das condições para a permanência da vida humana na Terra.

Importa distinguir que o conceito de Serviços Ecossistêmicos se difere do conceito de Serviços ambientais, pois o segundo se trata daqueles serviços prestados pelos diversos agentes econômicos para conservação e/ou recuperação dos recursos naturais, entre eles destacamos a recuperação e manutenção da mata ciliar, a construção de terraços e a recuperação de áreas degradadas, dentre outros. O que nos parece que é que a principal diferença está associada ao fato de que os serviços ambientais tem seus benefícios gerados via ações de manejo dos homens nos sistemas naturais, enquanto que os benefícios dos serviços ecossistêmicos se originam apenas dos benefícios diretos e indiretos providos pelo funcionamento dos ecossistemas, sem a interferência humana (HUETING et. al., 1998).

Tanto Constanza (1997) como De Groot et. al. (2002) tratam os serviços ecossistêmicos como bens e serviços fornecidos pela natureza para satisfazer as necessidades humanas, Daily (1997) trata os serviços ecossistêmicos como um pré-requisito para a vida na Terra. As distintas abordagens estão relacionadas as duas linhas da economia ambiental, a neoclássica que é utilitarista e mecanicista e a visão da economia ecológica onde a economia e o ecossistema fazem parte do mesmo meio-ambiente.

Ao olharmos para a origem do conceito de serviços ecossistêmicos vemos que ela está atrelada a definição utilitarista, em que Westman (1977) sugere que o valor social dos benefícios gerados pelos ecossistemas poderia ser enumerado para que a sociedade possa fazer políticas de gestão dos recursos com mais informações. Ainda levou mais algum tempo até que o termo serviços



ecossistêmicos fosse utilizado pela primeira vez, em 1981 por Ehrlich and Ehrlich (Fisher et al., 2009).

A inclusão do conceito de serviços ecossistêmicos na literatura se deu na década de 1990 (Constanza, 1992; Daily, 1997), nesse mesmo período surgiram publicações sobre valoração econômica dos serviços ecossistêmicos, e alguns trabalhos polêmicos a exemplo da publicação de Constanza et. al., (1997). Estimativas de valoração destes serviços chegaram US\$ 30 trilhões por ano, uma estimativa conservadora (Powell & White, 2001). A publicação do estudo *Millenium Ecosystem Assessment* (MA, 2005) consolidou o conceito e a estrutura já utilizada por alguns autores para organizar os serviços ecossistêmicos em quatro grandes grupos: serviços de provisão, serviços de regulação, serviços culturais e serviços de apoio (Daily, 1997; Constanza et. al., 1997; De Groot et. al., 2002).

Após a inserção dos serviços ecossistêmicos na literatura, tornou-se relevante demonstrar sua estruturação e caracterização (De Groot et. al., 2002), para posteriormente lançar as bases para o desenvolvimento de um mercado para serviços ecossistêmicos (Bayon, 2004). Esse processo colaborou para o desenvolvimento do instrumento econômico chamado Pagamento por Serviços Ambientais - PSA (Landell-Mills and Porras, 2002; Wunder, 2005; Engel et. al., 2008; Pagliola, 2008). O PSA tem como objetivos, a i) maximização do bem-estar social; ii) financiar uma atividade social; iii) induzir um comportamento social (Motta, 2005).

Até os anos 2000, os instrumentos econômicos não foram muito utilizados para assegurar o cumprimento de Políticas Ambientais (Pagliola et. al., 2004). Seu caráter não é unicamente restritivos ou obrigatórios, ele pode e intenciona modificar as atitudes dos agentes que, interessados pela maximização dos seus ganhos ou da sua utilidade, tendem a alterar seu conjunto de práticas convencionais (Motta, 2005). A utilização de instrumentos econômicos é recente na área ambiental, sobretudo àqueles voltados à conservação dos recursos naturais. O fomento desses instrumentos, via de regra, é exercido

pelos formuladores de políticas públicas. Estes impulsionam o PSA a fim de assegurar o estado qualitativo e os estoques disponíveis dos serviços ecossistêmicos (Costa, 2008).

O instrumento econômico de PSA é comumente definido por cinco critérios: i) ser uma transação voluntária; ii) ter um serviço ambiental bem definido ou um uso da terra que possa assegurar o fornecimento do serviço ambiental; iii) existência da figura do comprador do serviço ambiental (usuário-pagador); iv) existência do fornecedor de serviços ambientais; v) condicionalidade: o fornecedor do serviço ambiental assegurar seu fornecimento (Wunder, 2005).

Alguns pontos são necessários para ressaltar os critérios de existência de um Programa de PSA. O primeiro deles menciona que o PSA é uma transação voluntária - norteadas pela discricionariedade. Enquanto que os instrumentos de comando e controle são notadamente impositivos. Estes já provaram ser instrumentos que atuam em políticas dispendiosas e pouco eficientes (Pagliola et. al., 2004).

Um sistema de PSA efetivo também passa pela definição do serviço ambiental de interesse. O fato de haverem compradores e vendedores de serviços ambientais não garante a existência de um mercado de serviços ambientais. A existência do mercado não se configura apenas pela existência de um único comprador e um único vendedor (Costa, 2008). O critério da condicionalidade tem a finalidade de garantir a prestação do serviço e a continuidade do pagamento.

De forma geral para se caracterizar um programa de PSA, não é necessário o cumprimento de todos os critérios mencionados. Para Wunder (2007) qualquer pagamento que busque promover o fornecimento de serviços ambientais pode ser considerado como um PSA. No entanto, Muradian et. al. (2010) contextualiza essa abordagem Coseana e de Mercado Puro - que domina a conceituação de PES na literatura – e diz que ela não pode ser facilmente generalizada e implementada na prática, uma vez que não leva em conta claramente as complexidades relacionadas com a incerteza,



custos de informação, questões distributivas, integração social e relações de poder que ajudam a reconhecer uma gama de contextos e ambientes institucionais que opera o PES.

Talvez a maioria dos esquemas de PSA são arranjos de nível local, enquanto que os grandes esquemas de PSA tendem a ser impulsionados pelos governos. Esses esquemas também podem envolver mercados regulamentados, como os mercados de carbono criado pelo Protocolo de Kyoto sobre Mudanças Climáticas (Landell & Porras, 2002). Alguns estudos revelam que o PSA tem um impacto positivo sobre a conservação do meio ambiente e no bem-estar da população pobre da zona rural (Pagiola, Arcenas, & Platais, 2005; Cacho, Graham, e Milne, 2003; Rosa & Dimas, 2003).

De modo geral, o objetivo dos Sistemas PSA's é corrigir as falhas de mercado através da incorporação das externalidades. Quando bem dimensionados, fazem com que os responsáveis pelos danos ambientais internalizem essas externalidades negativas, criando incentivos positivos aos agentes que colaboram com a conservação através de pagamentos ou outras formas de remuneração pelas externalidades positivas criadas. Há uma combinação dos princípios do "usuário-poluidor pagador" e "provedor-recebedor", onde o usuário paga e o conservacionista recebe (Pagiola et al. 2005). Seu objetivo central é a integração dos serviços ecossistêmicos ao mercado, o serviço ecossistêmico também deve ser transacionado como qualquer outra transação de mercado. É possível ver que o PSA arrisque a colocar em prática o Teorema de Coase (Farley et. al., 2010).

Coase (1960) apregoa que os direitos de propriedade privada são claramente definidos por contratos executáveis, então o gerador e o receptor de uma externalidade pode, através da troca voluntária, chegar a um acordo que maximiza o Bem-Estar Social. A aplicação dos direitos de propriedade extingue a necessidade de intervenção do governo mas, este resultado só irá ocorrer na ausência de efeitos de riqueza e custos de transação. Na prática poucos projetos de PSA não se configuram com a definição clara dos direitos

de propriedade, e somado a isso, os altos custos de transação para os problemas ambientais são grandes obstáculos na implantação de PSA (Muradian et. al, 2010). Ao que parece, as experiências de PSA's no Brasil – em sua maioria, centram na figura do Estado como agente pagador, ou seja, ele tem assumido a responsabilidade de remunerar os produtores rurais que aceitam prestar a provisão do serviço ambiental. Esse arranjo é sensível a falhas ou limitações, na medida em que não sejam incorporados elementos normativos complementares (p.e. instrumento de comando e controle) que auxiliem o instrumento econômico na efetiva realização do objetivo do programa – conservação do ecossistemas.

O funcionamento de um sistema de PSA depende, ainda, que o serviço ambiental seja demandando (Wunder et. al., 2008), mas estas características de bens públicos, e portanto a disposição a pagar por eles tende a ser baixa (Constanza et. al., 1997) e a definição de direitos de propriedade volta em questão. A formação de demanda está ligada ao grau de não exclusividade e não rivalidade quanto ao uso do serviço ambiental (Varian, 1992). Baseado em interesses voluntários, a modalidade de PSA, emerge em casos em que há determinado grau de exclusividade e rivalidade no uso do serviço ambiental.

Dois exemplos práticos de projetos de PSA que não cumprem todos os critérios de Wunder – ou seja, estes não são voluntários e sua função é apoiar a adequação a uma lei – são os Pagos por Serviços Ambientales da Costa Rica e o Projeto Conservador das Águas desenvolvido em Extrema no estado de Minas Gerais. O primeiro está diretamente relacionado com as florestas e os sistemas agroflorestais, e tem como suposição tácita que a conservação e o uso sustentável das florestas resultarão na proteção da biodiversidade, das nascentes de água, na beleza da paisagem e a redução dos gases de efeitos estufa – este programa é financiado por um fundo nacional voltado para programas florestais. O segundo, é o "Projeto Conservador das Águas" desenvolvido em Extrema no estado de Minas Gerais. O projeto paga para que os produtores rurais possam



aderir ao programa de PSA, isto permite que as Áreas de Preservação Permanente (APP) de suas propriedades sejam restauradas, áreas essas que o desmatamento é proibido por lei (Guedes & Seehusen, 2011).

3. Property Rights – As regras do jogo acerca do PSA no Brasil.

O Brasil já possui regulamentação federal para o uso do PSA. Interessantemente esse fato não impediu a implementação de projetos da PSA baseados em políticas públicas. Alguns exemplos interessantes, existem como o Programa Bolsa Verde e Produtores de Água em Minas Gerais; Produtores de Água no Espírito Santo e o projeto Mina D'água, em São Paulo. São todos programas de grande abrangência e com sucesso já reconhecido.

Tabela 1. Projetos que envolvem estratégias ligadas ao Pagamento de Serviços Ambientais (PSA) no Brasil, 2012.

Categorias identificadas	Nº de casos levantados
Projetos Carbono Mata Atlântica	38
Projetos Carbono Amazônia e Cerrado	32
Projetos Carbono Caatinga	13
Projetos PSA Água	33
Projetos PSA e Tipo - PSA em desenvolvimento	21
Cerâmicas (Carbono)	43
Certificação	61

Fonte: Adaptado do estudo "Sistematização e Atualização de Experiências Brasileiras sobre Pagamentos por Serviços Ambientais Relacionados à Conservação e ao Desenvolvimento Sustentável em Diferentes Biomas, MMA (2012).

Entretanto, para Guedes & Seehusen (2011) o Brasil é pioneiro no mundo quanto ao estabelecimento de uma legislação federal, o Código Florestal, que determina o mínimo do "ambientalmente bom", criando demanda por conservação de ecossistemas nativos e reconhecendo o papel deles para a manutenção dos serviços ambientais para o bem-estar da sociedade e das próximas gerações.

Quanto ao Marco legal, foi aprovado Brasil o Projeto de Lei do Senado (PLS) 276/2013, autoria do senador Blairo Maggi (PR-MT), que estabelece a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA). A proposta trata de regulamentar o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) instituído no Novo Código Florestal (Lei 12.651/2012), disciplinando a classificação, o inventário, o cadastramento, a avaliação e a valoração de bens e serviços ambientais e seus provedores. No Congresso Nacional tramita o projeto de lei 5487/2009, apensado ao PL 792/2007, Política Nacional dos Serviços Ambientais, que define os serviços ambientais o Programa

Federal de Pagamento por Serviços Ambientais, estabelece formas de controle e financiamento desse Programa (Brasil (a), 2013). Outros instrumentos legais federais também mencionam o tema PSA, apesar de não criar um regime nacional a respeito (Santos et. al., 2012). Na esfera estadual tem-se um panorama mais amadurecido, já que alguns estados já publicaram leis sobre o tema.

O estudo mais recente sobre os requerimentos legais ambientais de que trata do PSA no Brasil foi publicado em 2012, *Marco Regulatório Sobre Pagamento por Serviços Ambientais no Brasil*. São listados 28 instrumentos legais (leis, decretos e PLs)¹. Dessas, 8 se encontram no âmbito federal e 20 no âmbito estadual. O estudo ressalta que não se tratam de instrumentos legais sobre o PSA, entretanto utilizam o instrumento econômico como parte de sua estratégia para auxiliar o cumprimento de seu objetivo. A diversidade de leis sobre o tema reforçava a necessidade da criação da Política Nacional de PSA. O requerimento legal federal poderia

¹ Para maior detalhamento ver Anexo.



abarcos e estabelecer itens mínimos que devem ser cumpridos por todas as legislações estaduais e municipais acerca do tema.

A Lei Nº 12.651 de 25 de maio de 2012, regulamenta o Novo Código Florestal brasileiro que, por si só, é capaz garantir a demanda pela conservação de ecossistemas e garantir a geração de serviços ambientais (Guedes & Seehusen, 2011). Utilizando para isso as áreas de Reserva Legal (estabelecida pelo Art.12), que garantem a manutenção de 80% da cobertura nativa nas propriedades localizadas na Amazônia Legal e 20% no restante do país. Do ponto de vista de geração de serviço ecossistêmico, as APPs (estabelecida pelo Art.4) previstas no novo código florestal podem garantir a geração e a qualidade da água através da preservação das faixas marginais de cursos d'água e demais variantes.

O NCF brasileiro é um instrumento de Comando e Controle que, por si só, não nos parece capaz de garantir o cumprimento integral de sua proposta, a proteção da vegetação nativa. Se tomarmos por exemplo a experiência vivida no combate ao desmatamento na Amazônia Legal, vemos que o Estado conseguiu alguns resultados positivos, quando aumentou a efetividade das ações de fiscalização o que gerou uma maior demanda por ações que garantissem a produção sustentável e a gestão territorial (CEPAL-GIZ-IPEA, 2011). Outro exemplo advindo do PPCDam, foi a Operação Arco Verde que pode ser considerando um significativo passo inicial na promoção da agenda positiva do PPCDam, e que pode contribuir para fortalecer a integração nos três níveis governamentais.

Por fim, podemos depreender da experiência do PPCDam que, o Estado pode ser forte e executar seus objetivos de forma impositiva, mas acreditamos que seria mais assertivo haver complementação advinda dos instrumentos econômicos (p.e. PSA) para que os programas de proteção ao meio ambiente sejam mais eficazes na sua implementação (Guedes & Seehusen, p.37, 2011).

4. Uso combinado dos Instrumentos na Política Ambiental: uma equação possível?

É possível acreditar que a deterioração dos estoques de recursos naturais poderia ter sido pior se os governos não tivessem empregado regras e incentivos mais adequados para enfrentar os problemas ambientais. Vários países têm utilizados diferentes tipos de instrumentos para pautar suas decisões relativas à questão ambiental, e que tem apresentado diferentes graus de sucesso.

A regulamentação do tipo Comando e Controle ainda tem sido a mais aplicada nos sistemas de gestão do meio ambiente. Basicamente esse conjunto de normas, regras, procedimentos e padrões visam provocar nos agentes econômicos um comportamento adequado a certas metas ambientais. O descumprimento por parte do agente implica numa série de penalidades já de antemão estabelecidas.

Para que esses instrumentos funcionem com eficácia é necessário que haja uma combinação de papéis dos governos. A combinação dos papéis de regulador e policial precisa funcionar em perfeita associação. O sucesso do sistema depende fortemente da capacidade que o órgão de controle ambiental tem para assegurar a obediência à lei. Em outros termos, fazer os poluidores se conformarem com os padrões estabelecidos e efetuar a punição dos infratores (IPEA, 1996).

Segundo OECD (1989), para os economistas do *mainstream* as principais desvantagens associadas ao uso dos Instrumentos de Comando e Controle são: a) não consideram as diferentes estruturas de custo dos agentes privados para a redução de poluição; b) Seus custos administrativos são muito altos, pois envolvem o estabelecimento de normas /especificações tecnológicas por agências oficiais, além de um forte esquema de fiscalização; c) Criam barreiras à entrada; a concessão de licenças não comercializáveis tende a perpetuar a estrutura de mercado existente; d) Uma vez atingido o padrão ou que a licença seja concedida, o poluidor não é encorajado a introduzir novos aprimoramentos tecnológicos (antipoluição); e) Podem sofrer



influência de determinados grupos de interesse.

Enquanto instrumento econômico, o objetivo do Sistema de PSA's é corrigir falhas de mercado através da incorporação das externalidades. Ele faz com que os responsáveis pelos danos ambientais internalizem essas externalidades negativas, criando incentivos positivos aos agentes que colaboram com a conservação através de pagamentos ou outras formas de remuneração pelas externalidades positivas criadas.

Pagiola et. al. (2005) percebe que há a combinação dos princípios do "usuário-poluidor pagador" e "provedor-recebedor", no qual o usuário remunera o conservacionista que proveu o recurso. Parece então que essa proposta pode induzir a ações de conservação que extrapolam os padrões legais, e garantem um fluxo contínuo de recursos para a conservação.

O entendimento de que as ações de comando e controle quando usadas isoladamente são dispendiosas para a sociedade também é defendida por Young et. al. (2008). Além do mais, o que se apresenta são resultados pouco estimulantes. Para que a política de controle do desmatamento seja mais eficiente, é necessário, dentre outros fatores, que sejam desenvolvidos instrumentos de remuneração por serviços ambientais prestados pela floresta em pé.

Por fim, não nos parece interessante pensar na factibilidade de uma Política Ambiental que não considere em seu conteúdo o uso combinado dos instrumentos econômicos e de comando e controle. A prática bem sucedida dos dois projetos relatados na Seção 4 deste artigo, mostra quão positivo pode a iniciativa conservacionista que se amoldure de um arranjo que combine o instrumento normativo aliçado com o instrumento econômico.

5. Considerações Finais

Considerando existirem poucos trabalhos publicados sobre eficiência e eficácia dos

instrumentos econômicos adotados na Política Ambiental, a OECD (1997) publicou trabalho com alguns resultados que merecem atenção. Ocorre que de modo geral, não é habitual realizar uma avaliação sistemática das políticas ambientais. Este diagnóstico, aliás, tem sido frisado pela própria OCDE e pelo Banco Mundial como sendo "comum a qualquer área de política pública, qual seja, a ausência de uma cultura gerencial voltada para um acompanhamento sistemático dos resultados da política implementada" (OECD, 1997).

Consideramos que o uso combinado dos instrumentos da Política ambiental seja a melhor alternativa para a redução da degradação ambiental e a consequente perda dos estoques de recursos naturais. O uso combinado de instrumentos de comando e os instrumentos econômicos são bons exemplos como se gerar o incentivo necessário para garantir o cumprimento da legislação ambiental.

Os Programas de PSA's são bons exemplos de como contribuir de maneira efetiva na redução da expansão de áreas desmatadas. Esse instrumento tem condições de ajudar os proprietários rurais a se adaptarem as mudanças requeridas pela legislação ambiental, ao que ajuda na redução de seu custo de oportunidade.

Nesse ponto ainda caberia uma tentativa de mensurar o efeito da aplicação conjunta do instrumento econômico de Pagamento por Serviços Ambientais sobre potenciais sítios ambientais escolhidos. A análise não poderia deixar de estimar dois cenários no qual ocorre a aplicação do PSA associado a outro instrumento de Comando e Controle. Por fim, mostra-se oportuno verificar o benefício conjunto desse "pacote" de instrumentos. Ou seja, verificar a alteração no estado de conservação dos sítios ambientais selecionados, de modo que o primeiro cenário retrataria uma situação "com execução das políticas ambientais" e o segundo "sem a execução de políticas ambientais".



REFERENCIAS

BAYON., 2004. Making Environmental Markets Work: Lessons from Early Experience in Sulfur, Carbon Dioxide, and other related markets. Forest Trends.

BRASIL. Lei nº12.651 de 25 de maio de 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em Mar. de 2013.

BRASIL(a). Projeto de Lei nº5.487 de 01 de julho de 2009. Disponível em: <http://www.camara.gov.br/sileg/Prop_Detalhe.asp?id=439941>. Acesso em Mar. de 2013.

CACHO, O., GRAHAM, R., & MILNE, M., 2003. Smallholder Agroforestry Projects: Potential for Carbon Sequestration and Poverty Alleviation. Rome, Italy: The Food and Agriculture Organization of the United Nations.

CEPAL-GIZ-IPEA, 2011. Avaliação do Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal: 2007 - 2010.

COASE, R.H., 1960 The problem of social cost. The Journal of Law and Economics 3, 1–44.

COSTA, R. C. Da., 2008. Pagamentos por serviços ambientais: limites e oportunidades para o desenvolvimento sustentável da agricultura familiar na Amazônia Brasileira. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo, São Paulo.

CONSTANZA, R., DALY, H.E. 1992. Natural Capital and Sustainable Development. Conservation Biology 6, 37-46.

CONSTANZA, R., D'ARGE, R., GROOT, R., FARBERK, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTON, P. & VAN DEN BELT, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387: 253-260.

DAILY, G. C. 1997. Nature's services: societal dependence on natural ecosystems. Washington, DC, Island Press.

DE GROOT, R.S., WILSON, M.A. BOUMANS, R.M.J. 2002. A typology for the classification, description, and valuation of ecosystem functions, goods and services. Ecological Economics 41, 393-408.

ENGEL, S., PAGIOLA, S. AND WUNDER, S., 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. Ecological Economics (65), 663–674.

FARLEY, J., COSTANZA, R. 2010. Payments for ecosystem services: From local to global. Ecological Economics (69) 2060–2068.

FISHER, B., CONSTANZA, R., TURNER, R.K., MORLING, P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. Ecological Economics 68 (3), 643–653.

GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E., 2011. Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios. Brasília: MMA..

HUETING, R., REIJNDERS, L., de BOER, B., LAMBOOY, J., JANSEN, H., 1998. The concept of environmental function and its valuation. *Ecological Economics* 25, 31-35.

LANDELL-MILLS, N., AND I. PORRAS. 2002. Silver Bullet or Fools' Gold? A Global Review of Markets for Forest Environmental Services and Their Impact on the Poor. London: IIED.

MA. Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington DC, Island Press.

MARGULIS, Sérgio. 1996. A Regulamentação Ambiental: instrumentos e implementação. Rio de Janeiro: IPEA, (Texto para discussão n. 437)

MOTTA, RONALDO SERÔA DA., 2005. Instrumentos econômicos e política ambiental. In: MAY, Peter H.; AMARAL, Carlos; MILLIKAN, Brent; ASCHER, Petra. (org.). Instrumentos econômicos para o desenvolvimento sustentável na Amazônia brasileira. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

MURADIAN, R., CORBERA, E., PASCUAL, U., KOSOY, N., MAY, P.H., 2010. Reconciling Theory and Practice: An Alternative Conceptual Framework for Understanding Payments for Environmental Services. Ecological Economics 69 (6), 1202–1208.

OECD. 1997. Organization for Economic Co-operation and Development. Evaluating the Efficiency and Effectiveness of Economic Instruments in Environmental Policy, Paris.

OECD. 1989. Organization for Economic Co-operation and Development. Economics Instruments for Environmental Protection, Paris.

PAGIOLA, S., ARCENAS, A., & PLATAIS, G., 2004. Can Payments for Environmental Services Help Reduce Poverty? An Exploration of the Issues and the Evidence to Date from Latin America. World Development , 33 (2), 237-253.

PAGIOLA, S., AGOSTINI, P., GOBBI, J., DE HAAN, C., IBRAHIM, M., MURGUEITIO, E., RAMÍREZ, E., ROSALES, M., RUÍZ, J.P., 2004. Paying for biodiversity



conservation services in agricultural landscapes. Environment Department Paper, vol. 96. World Bank, Washington.

PAGIOLA, S., 2008. Payments for environmental services in Costa Rica. *Ecological Economics*, 65(4), pp.712-724.

POWELL, I.; WHITE, A., 2001. Conceptual Framework – Developing Markets and Market-Based Instruments for Environment Services of Forests. Washington, D.C.: Forest Trends.

Rosa, S., & Dimas, L., 2003. Compensation for Environmental Services and Rural Communities. San Salvador: PRISMA.

STAVINS, Robert., 2001. Experience with Market-Based Environmental Policy Instruments. *The Handbook of Environmental Economics*.

VARIAN, H. R., 1992. *Microeconomic Analysis*, third edition, W. W. Norton & Company, Nova York.

WESTMAN, W.E., 1977. How much are nature's services worth? *Science* 197, 960–64.

WUNDER, S., 2005. Payments for environmental services: some nuts and bolts. Occasional Paper, No. 42, Bogor, Indonesia (CIFOR).

WUNDER, Sven; THE, Bui Dung; IBARRA, Enrique., 2006. Payment is good, control is better: why payments for environmental services in Vietnan have so far remained incipient. Bogor (Indonesia): CIFOR.

WUNDER, Sven., 2007. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. *Conservation Biology*, 21 (1): 48-58.

WUNDER, S., ALBAN, M., 2008 Decentralized payments for environmental services: the cases of Pimampiro and PROFAFOR in Ecuador. *Ecological Economics* (65) 685–698.

ANEXO 1

Quadro 1: Lista de algumas leis, decretos e projetos de lei sobre PSA na esfera federal.

Iniciativa	Instrumento Normativo
Política Nacional de PSA	PL 5487/2009
Programa de Recuperação e Conservação da Cobertura Vegetal	Projeto de Lei 3.134/2008
Fundo Clima	Lei 12.114/2009
	Decreto 7.343/2010
Programa de Apoio à Conservação Ambiental - Programa Bolsa Verde	Lei 12.512/2011
	Decreto 7.572/2011
Sistema Nacional de REDD+	PL do Senado 212/2011
	PL da Câmara 195/2011
Política nacional de Pagamento por serviços ambientais	PL do Senado 276/2013

Fonte: próprio autor, adaptado de Santos, et. al., 2012.

ANEXO 2

**Quadro 2:** Lista de algumas leis, decretos sobre PSA na esfera estadual.

Estado	Instr. Normativo	Iniciativa
Acre	Lei 2.025/2008	Programa Estadual de Certificação de Unidades Produtivas Familiares do Estado do Acre.
	Lei 2.308/2010	Sisa - Sistema de Incentivo a Serviços Ambientais do Acre.
Amazonas	Lei Complementar 53/2007	Sistema Estadual de Unidades de Conservação do Amazonas.
	Lei 3.135/2007	(Bolsa Floresta) Política Estadual sobre Mudanças Climáticas, Conservação Ambiental e Desenvolvimento Sustentável do Amazonas.
	Lei 3.184/2007	Altera a Lei estadual 3.135/2007 e dá outras providências.
	Decreto 26.958/2007	Bolsa Floresta do Governo do Estado do Amazonas.
Espírito Santo	Lei 8.995/2008	Programa de Pagamento por Serviços Ambientais.
	Decreto 2168-R/ 2008	Programa de Pagamento por Serviços Ambientais (Regulamento).
	Lei 9.607/2010	Altera e acrescenta dispositivos na Lei 8.995/2008.
Minas Gerais	Lei 14.309/2002	Política Florestal e de Proteção à Biodiversidade no Estado
	Lei 17.727/2008	Concessão de incentivo financeiro a proprietários e posseiros rurais (Bolsa Verde) e altera as Leis 13.199/1999 (Política Estadual de Recursos Hídricos) e 14.309/2002.
	Decreto 45.113/2009	Normas para a concessão da Bolsa Verde.
Paraná	Decreto 4.381/2012	Programa Bioclima Paraná de conservação e recuperação da biodiversidade, mitigação e adaptação às mudanças climáticas no Estado do Paraná e dá outras providências.
	Lei 17.134/2012	PSA (em especial os prestados pela Conservação da Biodiversidade) integrantes do Programa Bioclima Paraná, bem como dispõe sobre o Biocrédito
	Lei 4.113/2015	Autoria o poder executivo a efetuar pagamentos por serviços ambientais
Rio de Janeiro	Lei 3.239/1999	Política Estadual de Recursos Hídricos.
	Decreto 42.029/2011	Programa Estadual de Conservação e Revitalização de Recursos Hídricos (Prohdro), que estabelece o Programa Estadual de Pagamento por Serviços



		Ambientais (PRO-PSA), com previsões para florestas.
Santa Catarina	Lei 13.798/2009	Código Estadual do Meio Ambiente e outras providências.
		Política Estadual de Serviços Ambientais e Programa Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais (Pepsa) (Regulamento).
São Paulo	Decreto 55.947/2010	Política Estadual de Mudanças Climáticas.
		Política Estadual de Mudanças Climáticas (Regulamento) e Programa de Remanescentes Florestais, que inclui o Pagamento por Serviços Ambientais.

Fonte: próprio autor, adaptado de Santos, et. al., 2012.



Percepção do impacto de eventos extremos sobre a produção pela população do estuário Amazônico

Oriana Almeida

Professora, Núcleo de Altos Estudos Amazônicos da Universidade Federal do Pará
Rua Augusto Correia, 1, Belém, Pará, Brasil
orianaalmeida@yahoo.com

Sérgio Luiz de Medeiros Rivero

Professor, Faculdade de economia, Universidade Federal do Pará
Rua Augusto Correia, 1, Belém, Pará, Brasil
rivero@ufpa.br

Carlos Mariano Alvez-Valles

Doutorando no Programa de Ecologia na Universidade Federal de Juiz de Fora
(UFJF) - MG
marianoalvez@gmail.com

Yue Dou

Doutoranda no Department of Geography and Environmental Management, University of Waterloo
Room 107, EV-1, University of Waterloo,
200 University Avenue, Waterloo, ON, Canada
yuedou.whu@gmail.com

Abstract

Mudanças climáticas e processos de adaptação à essas mudanças têm sido foco de inúmeras pesquisas. Na Amazônia, a pesquisa tem focado principalmente na análise da interação entre desmatamento. Com objetivo de analisar a percepção sobre mudanças climáticas e o impacto em relação vários tipos de eventos para população de várzea do estuário Amazônico foram entrevistados com base em 239 entrevistas semiestruturadas. Os entrevistados relatam que o impacto de temperatura mais altas, muita chuva e grandes marés afetam a produção negativamente enquanto temperatura mais baixa que o normal, pouca chuva e baixa maré, para a maioria, não afeta a produção. Uma das principais atividades da região é a extração do açaí e estima-se que o impacto da temperatura mais alta do que um ano normal reduza a produção em média em 45%. Em relação à pesca, em torno de metade informa que a temperatura reduz a produção. Também a maré alta afeta a pesca e a intensidade maior de chuvas afeta a produção de mandioca. Ainda há pouca visão de como reduzir esses efeitos mas um grupo menor acredita que reduzir desmatamento e reflorestar beneficiaria a produção do açaí. Com base na percepção do impacto de eventos extremos sobre a produção é possível antecipar os impactos de longo prazo de mudanças climáticas e melhor preparar a população para ações mitigadoras.

Palavras-Chave: Mudanças Climáticas, Percepção, Adaptação, Estuário Amazônico, Sistemas Sócio Ecológicos

Abstract

Climate change and adaptation to these changes have been the focus of numerous studies. In the Amazon, the research related to climate change has focused mainly on the analysis of the interaction between deforestation and climate change on forest biomass and the water system. No study, however, focuses on the impact of climate change on the population of the Amazon estuary, one of the densest regions of the entire basin. Aiming to analyze the perception of climate change and impact in relation to various types of events population of lowland Amazonian estuary were interviewed based on 239 semi-structured interviews. The result shows that higher rain, temperature and tide in relation to a normal year affect negatively the production, while lower temperature, rain and tide does not have a significant impact. The impact of temperature is large, reducing the production of açaí berry, compared to a normal year in 45%. Regarding fishing, around half of the respondents inform that higher temperatures reduce production. Also high tides affects fisheries and greater intensity of rainfall affects the production of cassava. When asked about ways to mitigate these effects there is little insight into how to reduce it. Based on perception it is possible to estimate impacts on production to prepare this population better to adaptation.

Keywords: Climate Change, Perception, Adaptation, Amazon Estuary, Socio Ecological Systems

JEL CODES: Q54, Q57



1. Introdução

Na Amazônia, os estudos voltados para mudanças climáticas têm focado no impacto de mudanças sobre o clima regional (Coe & Costa 2002; Costa et al. 2007; Coe et al. 2013; Sampaio et al. 2007; Oliveira et al. 2013) ou sobre a relação com redução de biomassa (Phillips et al. 2009) e mais recentemente sobre as interações entre ações antrópicas (como desmatamento), mudanças climáticas e o sistema hídrico (Melack & Coe 2013). Risco de fogo e expansão de queimadas também tem sido foco de atenção entre as pesquisas recentes. Uma parte dos estudos de mudanças climáticas na Amazônia tem sido sobre a redução de chuvas associado ao risco de fogo acidental e em relação ao impacto das mudanças climáticas e as ações antrópicas. Pesquisas estimam que o desmatamento de 40% da Amazônia seria o ponto de inflexão (“tipping point”) onde o decréscimo da energia e da umidade liberada para a atmosfera de grandes áreas desmatadas resultaria na redução de convecção e precipitação e uma mudança da floresta para savana ou redução de larga escala de biomassa (“dieback”) da floresta (Davidson et al. 2012). Também têm estudos associando mudança climática ao impacto de eventos extremos sobre os sistemas hídricos e as populações ribeirinhas da região Amazônica (Marengo et al. 2013, 2008; Cox et al. 2008; Maru et al. 2014).

Estudos sobre as populações mais vulneráveis da Amazônia têm sido feitos para terra firme buscando entender mudanças climáticas e o risco de queimadas acidentais. O estudo de Brondizio et al. (2008) mostra que a percepção dos produtores sobre mudanças climáticas na Amazônia sugere que fatores como o conhecimento dos sinais ambientais, o repertório de resposta, a rede social, a infraestrutura e serviços de apoio assim como cultura e informação sobre o ambiente explica as abordagens de como lidar com mudanças climáticas (Brondizio et al. 2008). Na região da transamazônica, os autores afirmam que as lembranças dos produtores sobre seca tendem a reduzir significativamente após 3 anos e em torno de 50% dos produtores não

lembram da grande seca de 1997/1998, uma das mais fortes já registradas.

Há também uma crescente literatura científica avaliando os impactos de mudanças climáticas sobre populações locais. Bickerstaff (2004) mostra que os estudos nas áreas de psicologia e sociologia têm convergido para a conclusão que a percepção do risco de poluição tem fortes componentes socioculturais que devem ser considerados na análise. Embora voltado para o debate sobre percepção de risco de poluição, pode-se pensar que a avaliação de fatores socioculturais é também relevante para a avaliação de risco de problemas ambientais em geral e de mudanças climáticas em especial. Vários estudos sobre percepção de risco da mudança climática por populações locais têm sido feitos nos últimos anos. Niemeyer et al. (2005) avaliaram que as respostas a cenários de rápida mudança climática podem ser maladaptativas e inconsistentes com os fatos observados, apontando para a necessidade de estudos mais amplos sobre a percepção e as respostas de populações locais a mudanças climáticas. Weber (2006), comparando as percepções de risco de mudança climática, mostra que há limite ao conjunto das percepções dos indivíduos e que os riscos de mudança climática notados pela população dependem parcialmente de intervenções que capturem a atenção e produzam respostas emocionais, mas que esta percepção do risco de mudança climática gera também uma redução da percepção de outros tipos de risco.

Um conjunto significativo de estudos de caso foi produzido nos últimos anos associando percepção de mudanças climáticas com populações locais. Shisanya & Khayesi (2007), em um estudo feito em Nairobi (Kênia), mostram que os riscos de mudança climática não são percebidos pelos respondentes, naquele momento, como significativos, sendo suplantados por outros riscos socioeconômicos e de saúde. Patt & Schroter (2008) encontraram respostas semelhantes em um estudo que comparava percepções de agentes públicos com agricultores reassentados em Moçambique. Os autores notam que há a necessidade de ampliar a



participação das comunidades locais na formulação das políticas de adaptação e nas respostas a ameaças climáticas. A simples informação sobre risco de mudança climática não é suficiente para mudar a percepção de risco de populações locais. Estudos em comunidades mostram que, tanto a percepção do risco de poluição (Crona et al. 2009) quanto o risco de mudança climática depende significativamente do grau de exposição ao risco (Harrington & Elliott 2015), assim como também da identidade cultural (Frank et al. 2011; Tam & McDaniels 2013; Crona et al. 2013) e do ambiente em que vivem as comunidades (Sovacool 2011; Lata & Nunn 2012).

Pinho et al. (2015), em seu estudo na região Amazônica, mostram que a várzea é fortemente sujeita a variações interanuais das estações chuvosas na sua amplitude, altura e temporalidade. Estas variações são afetadas pelo El Niño/Oscilação Sul (ENSO) e por anomalias de temperatura na superfície do Oceano Atlântico Tropical, ocasionando mudança no regime de chuvas e no balanço das condições entre os períodos secos e chuvosos. A mudança climática, vai, muito provavelmente, aumentar as estas variações.

Esse conjunto de variabilidade tem forte impacto sobre as estratégias produtivas como criação de gado, agricultura, extração de produtos florestais (Hiraoka 1995; Hiraoka et al. 1997; McGrath et al. 2007; Sousa et al. 2014, Almeida et al. 2009). Em virtude das restrições ambientais, a população da várzea estuarina depende fortemente do extrativismo e pesca e, assim, é ainda mais vulnerável pelas poucas opções agrícolas. O sistema resultante das interações ambientais e econômicas têm gerado sistemas complexos, diversos e dinâmicos (Pinedo-Vasquez et al. 2001) mas as alternativas não são homogêneas mesmo dentro da várzea. Para famílias que possuem uma área de terra firme em sua propriedade, a agricultura é uma atividade alternativa potencial, porém, para a maior parte das famílias que residem na várzea em áreas que são completamente inundadas durante as grandes marés, essa alternativa apresenta alto risco. A utilização de culturas agrícolas fornece uma estratégia

adicional para adaptação através da substituição de plantios mais resistentes ao calor ou à redução de chuvas mas é uma alternativa muito restrita no estuário devido às limitações topográficas do terreno e regimes de inundação.

O processo de adaptação do caboclo estudado por Vogt et al. (2015) mostrou que o caboclo historicamente possui uma grande capacidade de adaptação a mudanças e aos sistemas de produção. Os autores utilizam o longo processo de ciclos econômicos (*boom and bust*) para mostrar o processo de adaptação em função dos mercados e da disponibilidade dos recursos naturais (como, por exemplo, a recente mudança dos sistemas agrícolas para exploração intensiva do açaí) (ver também Souza 2014). Também busca entender em um segundo estudo etnográfico o conhecimento ambiental indígena como fator que facilita o processo de adaptação social aos distúrbios hidro-climáticos na várzea do Amapá principalmente relativo a grandes marés (Vogt et al. 2016). Os autores mostram que produtores-pescadores mantém ou plantam a vegetação mais resistentes a grandes inundações nos canais secundários para reduzir erosão, reduzir corrente e fornecer um lugar para refúgio para peixe e camarão durante as grandes marés além de reduzir as perdas agroflorestais. Da mesma forma plantas que são atrativas como alimento são mantidas ou plantadas, seja pra manter o peixe na época de marés baixas (mantendo poços de água na área terrestre) seja para enfrentar marés muito altas mantendo as águas calmas e reduzir a corrente tornando o ambiente um lugar adequando para os peixes dito “do mato” que entram nas florestas no período de inundação. As interações entres ecossistemas aquáticos e terrestres ajudam a manter opções múltiplas para o caboclo tanto como fonte de renda, como de uso alternativo da terra e dos recursos naturais como forma de adaptação às novas exigências de mercado ou aos choques ambientais (Vogt et al. 2016). Os autores também analisam que o processo de adaptação deverá ser lento e não com rápidas mudanças de cultivos agrícolas voltadas para o monocultivo, mantendo assim a flexibilidade e opções para choques futuros.



Esta capacidade de adaptação observada pelos autores revisados aqui bem como os riscos produzidos pelas mudanças climáticas em uma região estuarina onde há uma população local fortemente dependente dos recursos naturais do seu entorno faz com que seja importante avaliar como esta população percebe o risco de eventos extremos na sua produção. Estas percepções podem apontar mais consistentemente onde estão os maiores impactos destes eventos sobre a produção familiar, mapeando mais consistentemente qual o grau de exposição das famílias a estes eventos e que soluções já estão sendo tentadas pelas populações locais.

Esse trabalho tem como objetivo analisar a percepção da população tradicional estuarina em relação a variações climáticas extremas em relação a um ano normal na Amazônia, e avaliar o impacto dessas variações sobre a produção e o potencial de adaptação desta população a essas mudanças. A ideia é de captar o impacto desses eventos na produção com base na experiência passada dessa população.

2 Métodos

A região de estudo, localizada no estuário Amazônico, fica nas proximidades da capital do estado (Belém) e da sede municipal do município de Abaetetuba e tem sido afetada nas últimas décadas por um rápido crescimento urbano que facilitou a integração dessa população na economia de mercado (Hiraoka 1995; Hiraoka et al. 1997). A economia e a alimentação dessa população rural estuarina tem sido, principalmente, baseado no consumo de açaí, peixe e camarão (Hiraoka et al. 1997; Brondizio et al. 1994).

A região sofre inundação duas vezes ao dia em função do regime de marés (Prance 1980) o que restringe o número de atividades agrícolas possíveis. Grande parte dessa ocupação é feita por população tradicional chamada na literatura de “caboclo” (Lima 1999; Rodrigues 2006; Brondizio et al. 1994) que utiliza múltiplos recursos naturais combinando o conhecimento indígena com as adaptações relativas aos sistemas

econômicos e culturais impostos pelos primeiros colonizadores europeus para utilização dos recursos naturais (Brondizio et al. 1994) predominando a utilização de produtos extrativistas.

Um questionário sobre mudanças climáticas, adaptação e percepção foi ajustado a partir do questionário utilizado por Deressa et al. (2009) e aplicado a 58 famílias do estuário Amazônico. Em função da grande variação inter e intra-anual a que estão sujeitas essas famílias, ao longo do ano, esse questionário foi testado e ajustado duas vezes com atenção especial para garantir o entendimento de sazonalidade e variação climática. Nesse processo, questões gerais sobre percepção de mudança climáticas de longo prazo foram removidas e focou-se nas percepções do impacto das variações climáticas (variações na chuva, nível de marés e temperatura) sobre a produção.

O questionário final foi aplicado a 239 famílias em duas comunidades do município de Abaetetuba do estado do Pará em setembro de 2014: Arumanduba (169 entrevistas) e São João Batista (70). A comunidade de São João Batista é típica da região sendo alagada em sua maior parte duas vezes por dia pela maré e Arumanduba tem uma parcela de área mais alta adequada à agricultura. A escolha de uma comunidade com esse ambiente teve objetivo de incluir também a percepção do impacto sobre o plantio de atividades agrícolas que ocorre em áreas mais altas.

Foi perguntado para cada família quais eram as principais atividades de uma lista preestabelecida de 14 atividades (pesca de peixe e camarão, extração do açaí, roça de mandioca, elaboração de artesanato, extração de miriti, ou outras atividades que eles considerassem relevantes). Essa lista foi resultado de pesquisas anteriores (Almeida et al. 2011) em que foi feito um levantamento completo das atividades praticadas pelas famílias incluindo a produção e a renda e se as mesmas eram voltadas para consumo e/ou venda. Para cada uma das atividades foi perguntado o impacto positivo ou negativo da variação de temperatura, chuvas e marés sobre a produção, em relação a um ano



considerado normal com base na experiência do entrevistado.

As entrevistas foram realizadas com um dos cônjuges e em poucas ocasiões com o filho mais velho. Retornou-se ao campo revisitando a maior parte das famílias que disseram que a temperatura mais quente não afetava a produção de açaí (uma parcela pequena) e às famílias que afirmaram que muita chuva afetava a produção de mandioca para entender as razões de suas respostas. A tabulação dos dados de cada atividade se refere aos produtores que praticam aquela atividade.

3 Resultados

A população de várzea da área estudada está sujeita a grande variação ambiental diária e interanual em função das inundações das marés assim como é fortemente afetada pelas variações de mudança de mercado e atividades. Vogt et al. (2015) mostram como a população do estuário amazônico do Amapá tem adaptado seus sistemas de uso da terra ao longo do tempo aos ciclos de expansão e retração ("boom and bust") de mercado. Segundo os autores, a população viveu durante muito tempo baseando suas atividades em produtos extrativistas de espécies como virola, castanha e borracha. As estratégias econômicas, entretanto, não são homogêneas no estuário, e variam em função da topografia da região (alta ou baixa), dos recursos disponíveis (açaí, buriti, camarão, peixe, castanha, borracha ou outro) e dos ciclos econômicos regionais e locais de atividades.

Na região do baixo Tocantins, no início da década de 1920 com a instalação de engenhos de cana de açúcar, muitas famílias desmataram áreas de florestas para o plantio de cana de açúcar para abastecer aos engenhos e no início da década de 1970, com o declínio dessa indústria, passaram a se dedicar a exploração do palmito do açaí.

Nos anos recentes com o aumento do preço do açaí, mesmo famílias com áreas altas, adequadas para agricultura, migraram suas atividades para a exploração do açaí. A

expansão de açaí consiste em cortar floresta e replantar mudas de açaí ou somente remover árvores em geral de baixo valor econômico para abrir espaço para o açaí. Nos anos recentes com o aumento do preço, o açaí se tornou a principais atividades econômica dessas famílias, cuja safra vai de julho a dezembro, mas continuou dependente de um conjunto de atividades como pesca de peixe e camarão, extração do buriti, etc.

3.1 Modo de vida

A pesca de peixe nas comunidades é uma atividade realizada por grande parte das famílias, com 70% das famílias pescando para consumo e em torno de um quinto das famílias realizando esta atividade para o consumo e venda. A pesca é realizada com maior intensidade nos períodos março a novembro e nos demais meses a pesca das principais espécies é proibida em função do período de desova. Entre as duas comunidades, a pesca de peixe gerou maior renda na comunidade de São João Batista, ainda que pesquem menos quilos por mês (Tabela 1).

Tabela 1. Captura de pesca de peixe. Consumo e venda, quilogramas capturados e meses de pesca

Comunidades	Porcentagem (%)		Média	
	Consumo	Consumo e/ou venda	Kg por mês	Meses no ano
Arumanduba	78	21	41	7
São João Batista	79	21	30	6
Total Geral	79	21	37	7

A pesca de camarão é realizada pela maior parte das famílias e é fundamental para a alimentação. Nas duas comunidades, 78% das famílias realiza a pesca de camarão para consumo familiar e 21% das famílias realizam esta atividade tanto para consumo como para a venda. Durante os meses de pesca de camarão, na primeira metade do ano, as famílias capturam uma média de 22 kg por mês (Tabela 2).

Tabela 2. Captura de pesca de camarão. Consumo e venda, quilogramas capturados e meses de pesca.

Comunidades	Porcentagem (%)		Média	
	Consumo	Consumo e/ou venda	Kg por mês	Meses no ano



Arumanduba	83	16	25	6
São João Batista	93	7	17	7
Total Geral	87	13	22	6

3.2 Venda dos Frutos de açaí

A venda dos frutos de açaí é atualmente a principal atividade econômica realizada pelas famílias ribeirinhas (71%), e isso se deve à alta demanda e ao elevado preço dos frutos. Esta atividade gera maior renda durante sua safra (julho a dezembro) e em média as famílias coletam 100 rasas¹ (1.400kg) por mês. Nas duas comunidades, Arumanduba obteve maior produção (126 rasas por mês por família) e gerou uma renda média de R\$1.543 enquanto as famílias entrevistadas de São João Batista tiveram uma produção menor (62 rasas por mês e R\$958, respectivamente) (Tabela 3).

Tabela 3. Número de rasa média coletada por mês e renda média mensal gerada durante a safra dos frutos de açaí por família.

Comunidade	Porcentagem (%)	Média	
	Trabalham com açaí	Rasas de açaí por mês	Renda (R\$) por mês
Arumanduba	66	126	1.543,00
São João Batista	83	62	958,00
Total Geral	71	100	1.310,00

3.3 Produção de mandioca

A roça em geral é praticada por famílias cujas áreas não inundam. Essas áreas são raras mas a parcela da população que tem essas áreas em geral planta mandioca e faz farinha. As comunidades estudadas encontram-se em áreas de várzeas com poucas áreas de terra firme e somente uma pequena parcela dos entrevistados plantam mandioca (7% no total) sendo maior na comunidade de Arumanduba (9%) e apenas 1% das famílias em São João Batista. (Tabela 4).

Tabela 4. Número de família que produzem mandioca (%), produção (kg) e renda média mensal com a venda de farinha.

Comunidades	Porcentagem (%)	Média		
	Trabalham na roça de farinha	Kg de farinha por mês	Meses por ano	Renda (R\$) por mês
Arumanduba	9	92	7	221
São João Batista	1	60	4	120
Total Geral	7	91	7,2875	210

3.4 Percepção do impacto da variação climática sobre a produção

As percepções sobre o impacto da variação climática foram capturadas em função da atividade e do tipo de evento climático. Um fator que teve uma avaliação geral consistente foi de que a temperatura alta afeta a produção do açaí. (Tabela 5). Segundo os entrevistados, em geral, o produto seca na árvore ou cai em um ano mais quente que o normal e pode reduzir a produção em até 46%, em média. Uma parcela grande dos entrevistados informa que a produção reduz entre 10 a 20% enquanto pouco mais de um quinto avalia que reduz acima de 50%. Os que informam não ter variação acreditam que o sombreamento do açaí, o nível do terreno e respectiva inundação pode resultar na diferença entre as respostas de quem não percebe alteração com a alta temperatura em relação aos demais entrevistados.

Em relação à pesca não houve uma resposta tão uniforme como para o açaí. Em geral, de 54 a 58% informam que a temperatura alta afeta a pesca do camarão e do peixe, respectivamente, reduzindo a sua captura. A pesca do camarão parece ser mais susceptível à temperatura e a maior parte dos informantes diz que a redução ocorre na faixa de 10 a 20% da produção. A percepção de que a temperatura afeta a pesca de peixe é equivalente.

O impacto das chuvas, entretanto, foi marcante para a pesca. A grande maioria informa que o aumento das chuvas afeta e reduz a pesca de peixe e camarão (78% e 81%, respectivamente). Nesse caso, em torno de 50% diz que a produção é reduzida entre 10 a 20% enquanto 20% diz que a redução é em torno de 50%.

A maré parece exercer enorme impacto sobre a pesca. Nesse caso os entrevistados afirmam que quando as marés são mais altas há uma

¹Rasas tem aproximadamente 14 quilogramas.



redução grande da pesca, tanto de peixe como de camarão (92 e 95%, respectivamente) onde quase a metade dos entrevistados diz que as marés altas reduzem a produção entre 10 e 20%.

Em relação à produção de mandioca nota-se que muita chuva afeta severamente a produção. Os entrevistados informam que o

excesso de chuvas encharca o solo e a mandioca apodrece antes da colheita. Por outro lado, pode-se ver que anos em que a temperatura foi mais baixa ou as marés foram menores ou ainda que a ocorrência de chuva foi pequena, a grande parte dos entrevistados (83% e acima) afirmam não exerce efeito negativo na produção. (Tabela 5).

Tabela 5. Porcentagem dos chefes de famílias que mencionaram se afeta ou não o aumento da temperatura, da quantidade de chuva e das marés nas atividades de subsistência e econômica realizadas

Atividades	Temperatura alta		Muita chuva		Maré alta	
	Afeta e reduz a produção	Não afeta	Afeta e reduz a produção	Não afeta	Afeta e reduz a produção	Não afeta
Pesca de peixe	58%	42%	78%	22%	92%	8%
Pesca de camarão	54%	46%	81%	19%	95%	5%
Produção de açaí	77%	23%	59%	41%	12%	88%
Produção de mandioca	78%	22%	97%	3%	56%	44%
Atividades	Temperatura baixa		Pouca chuva		Maré baixa	
	Afeta e reduz a produção	Não afeta	Afeta e reduz a produção	Não afeta	Afeta e reduz a produção	Não afeta
Pesca de peixe	14%	86%	8%	92%	4%	96%
Pesca de camarão	17%	83%	3%	97%	2%	98%
Produção de açaí	10%	90%	13%	87%	3%	97%
Produção de mandioca	11%	89%	8%	92%	5%	95%

Perguntados quais as medidas de mitigação que cada um poderia fazer para reduzir o impacto desses fatores sobre a produção, os entrevistados em sua maior parte responderam que não havia nada a fazer, que não sabiam, ou não responderam à questão. Perguntados sobre como reduzir o impacto da maré alta em relação à produção do camarão todos que responderam disseram não saber que medida tomar. Sobre muita chuva na produção do açaí somente 1,25% disse que poderia minorar o impacto com a colheita antecipada. Todos os demais ou não sabiam que medida tomar ou não responderam.

Surpreendentemente enquanto 65% dos entrevistados que responderam à questão disseram que não havia forma de reduzir o impacto da alta temperatura sobre a produção de camarão e pesca, o restante (45%), em sua maior parte, acredita que a redução do desmatamento seria uma forma de minorar o

impacto. Alguns responderam que outras medidas de mitigação seriam reflorestar ou proteger a mata ou ainda reduzir os efluentes de grandes complexos industriais da proximidade. Essas medidas de adaptação foram apresentadas para as atividades de pesca, de pesca de camarão e açaí.

4 Discussão e conclusão

Muitos dos possíveis processos de adaptação a mudanças climáticas estão relacionadas com a mudanças de cultivares. Seo et al. (2008) analisam um possível processo de adaptação às mudanças climáticas num estudo com 949 produtores em 7 países da América Latina indicando que produtores irão abandonar culturas adaptadas a climas mais frios (como batatas e trigo) e passar a produzir frutas e verduras, que são adaptadas a climas mais quentes. Kurukulasuriya et al. (2007)



estudaram mais de 7.000 produtores de 11 países na África, e apresenta um processo similar de adaptação onde a tendência seria uma transição para a utilização de culturas tolerantes a maiores temperaturas no evento de um acréscimo de temperatura no planeta. Mesma solução é mostrada para agricultura de larga escala, na Argentina, onde Magrin et al. (1997) utiliza modelos que mostram que as culturas de soja aumentariam e haveria redução do plantio de milho.

Num estudo na Etiópia, Deressa et al. (2009) faz um estudo detalhado com 1.000 produtores mostrando a utilização de várias estratégias de adaptação às mudanças como plantio de árvores, utilização de técnicas para conservação do solo, mudança da data de plantio, uso de irrigação e novos cultivos sendo essa última a mais utilizada como formas de adaptação à mudança do clima. Também mostra que a falta de informação, a pouca disponibilidade de capital e mão de obra, entre outros, se constituem nas principais barreiras à adaptação.

Enquanto muitos produtores podem se adaptar a essas mudanças substituindo culturas adaptadas a clima mais frios por outras de clima mais quente, essa solução é limitada para região de várzea, especialmente a estuarina, que sofre restrições em relação à agricultura em função dos seus terrenos sofrerem inundação diária além das variações interanuais que resultam em grandes secas ou grandes inundações. Marengo et al. (2013) analisa esse processo de inundação mostrando os períodos de grandes secas no rio em 1911, 1925, 1966, 1983, 1997, 2005, 2010 e de grandes inundações nos anos de 1954, 1989, 1999, 2009 e 2012. No seu trabalho na Amazônia, Pinho et al. (2015) têm mostrado que nos últimos dez anos o nível extremo mais alto e mais baixo do rio foram maiores que os *records* históricos anteriores e que os eventos extremos associados às mudanças climáticas (variação de chuva, temperatura e inundação) se apresentarão como um risco adicional para a população com a intensificação desses eventos (Pinho et al. 2015).

O resultado da presente pesquisa mostra a percepção de um impacto negativo sobre a

produção nos anos que mostram altas temperaturas, muita chuva e altas marés. Ao mesmo a população local percebe pouco impacto sobre a produção nos anos que apresentam baixas temperaturas, pouca chuva e marés pequenas em relação a um ano que eles consideram “normal”.

O trabalho não analisa as percepções de longo prazo das mudanças climáticas (de que forma o clima está mudando). Os testes iniciais feitos com os questionários indicaram que essa é uma questão complexa de ser capturada com essa metodologia dada a extrema variabilidade diária, mensal e anual dos regimes de chuva e dos níveis de água.

A separação de fatores sazonais de fatores climáticos é ainda mais complicada no caso analisado neste trabalho visto que há também variações resultantes de ações antrópicas, como por exemplo, a construção da barragem de Tucuruí (possivelmente uma abordagem etnográfica se adapta melhor a esse fim). Ademais a pesca ainda possui uma sazonalidade intrínseca relativa às variações de espécies disponíveis ao longo do ano em função de seu padrão de migração. Por essa razão o estudo voltou-se para entender, de que forma, com base na experiência passada do entrevistado, as variações de chuva, de temperatura e marés afetaram a produção e em que proporção. Conforme mostra Pinho et al. (2015) a população possui um conhecimento do ambiente que permite saber lidar com as variabilidades ditas “normais” e inclusive antecipar com alguns sinais do ambiente os eventos extremos.

Um outro aspecto importante foi em relação aos processos adaptativos em face às variações percebidas. Os entrevistados apresentam possíveis medidas adaptativas para altas temperaturas de maneira geral sobre a pesca de peixe, de camarão ou a produção do açaí mas não para outros tipos de eventos. A grande maioria respondeu que reduzir desmatamento, evitar o desmatamento ou reflorestar seriam as medidas necessárias para reduzir o impacto da temperatura mais alta sobre a produção (as principais: pesca e extração do açaí). Entretanto, foram praticamente inexistentes medidas adaptativas para eventos de grandes marés e



maior intensidade de chuvas para produção atual, a não ser para o plantio de mandioca, para o qual três entrevistados sugeriram plantar em áreas mais altas ou colher com antecedência.

Em relação às temperaturas mais quentes, o número de respostas de entrevistados que não apresentam estratégias é maior para a pesca de peixe e de camarão (62 e 63%, respectivamente) e menor para o açaí ou plantio de mandioca (39 e 50%, respectivamente) mostrando que atividades de pesca possuem soluções que são mais fora do controle dos entrevistado do que a agricultura. Esse número, apesar de parecer alto, é similar em ordem de grandeza ao resultado de pesquisa com 1.000 entrevistados de Deressa et al. (2009) na Etiópia onde 42% não implementaram estratégias de adaptação. Nesse caso a pesquisa, entretanto, tratava de formas utilizadas para adaptação às mudanças em curso enquanto no presente trabalho tratou sobre possíveis medidas que eles antevêm que eles poderiam tomar. Enquanto uma parte grande da literatura mostra dificuldades em relação à percepção de mudanças climáticas (Bickerstaff 2004; Niemeyer et al. 2005; Weber 2006; Shisanya & Khayesi 2007) o presente voltou para o impacto da variação climática sobre a produção.

Diferentemente do estudo de Vogt et al. (2016) que analisa a capacidade do caboclo e seu processo de adaptação face à variação na demandas de mercado ao longo do tempo, o processo de ciclos econômicos do estuário Paraense mostra alguns desenvolvimentos distintos daquele do Amapá. No estuário Paraense houve adicionalmente um grande processo de desmatamento no período do ciclo dos engenhos de aguardente para o plantio da cana-de-açúcar (de 1920 a 1987) (Anderson 1991). Com fim o ciclo de engenhos seguiu-se um grande declínio da vegetação de açaí, e o início do corte do açaí para extração do palmito que derrubou grande parte dos açaizais nativos da região. Somente com o aumento do preço do fruto do açaí se iniciou um processo de recuperação ou de manutenção da floresta com enriquecimento de açaí ou de replantio de açaí em áreas antes

desmatadas reestabelecendo a vegetação nativa.

Da mesma forma, a construção da hidroelétrica de Tucuruí em 1984, afetou drasticamente a pesca local, com enorme queda na captura de peixe (Juras et al. 2004; Cintra et al. 2007) a jusante da barragem. Esses fatores econômicos assim como as mudanças ambientais forçaram as famílias a se adaptarem a novos sistemas produtivos e de comercialização. Nesse sentido, apesar dos ciclos distintos daqueles do Amapá, a intensificação da adaptação dessa população teve que ser igual ou talvez até maior do que da população de várzea do Amapá cujas áreas médias de propriedades eram maiores e com topografia mais diversificada e rica que os na várzea de Abaetetuba (e Igarapé-Mirim).

O relatório do IPCC mostra que as populações mais pobres (como a população das áreas analisadas neste trabalho) são as que estão mais vulneráveis às mudanças climáticas e menos aptas a adaptar-se (Stocker et al. 2014). O caso estudado, de um sistema socioecológico que combina pesca e atividade extrativa, mostra que para garantir uma adaptação planejada, é fundamental o planejamento antecipado do governo com políticas adequadas, assim como um sistema de informações que seja voltado para instruir a população sobre esses riscos. (ver também Pinho et al. 2015, Marengo et al. 2013).

Estudos mais detalhados com produtores inovadores focados em soluções precisam ser feitos para visualizar alternativas adicionais de adaptação a mudanças climáticas. É importante também estudar as sinergias entre mudanças climáticas e decisões de uso do solo (Marengo et al. 2008; Marengo et al. 2013, Vogt et al. 2016) assim como políticas para enfrentamento de eventos extremos que devem ser estabelecidas para apoiar esse processo de adaptação (Kurukulasuriya et al. 2007), especialmente para a população do estuário Amazônico cujas alternativas de adaptação são menores.



Agradecimentos

Este trabalho foi feito com apoio financeiro do International Development Research Centre - IDRC, FAPESPA, CNPq e CAPES. Agradecemos à população do estuário de Abaetetuba por participar dessas entrevistas. Também agradecemos a Elisabeth Bryan e Claudia Ringler por cederem o questionário utilizado na Etiópia sobre mudanças climáticas (ver Deressa et al. 2009) e a dois revisores anônimos por seus comentários. Agradecemos a Daniele Cunha pelos testes iniciais e coleta de dados a Francisca Nara Moreira.

Referências

- Almeida, O., D. G. McGrath, M. Ruffino & S. Rivero. 2009. Estrutura, dinâmica e economia da pesca comercial do baixo Amazonas. *Novos Cadernos do Naea*, 12 (2), 175-194.
- Almeida, O., N. D. Vogt & S. Rivero. 2011. The invisible population and catch in the Amazon floodplain: estimating fisher population and catch for fisheries management in the Amazon. In: Chuenpagdee, Ratana (ed), *IASC 2011 - Sustaining Commons: Sustaining our Future*. Bangkok: WSFC.
- Anderson, S. D. 1991. *Amazônia: a fronteira agrícola 20 anos depois*. Belém, PA: MPEG-ORSTOM. Chap. Engenhos na Várzea: uma análise de declínio de um sistema de produção tradicional na Amazônia. 101–121.
- Bickerstaff, K. 2004. Risk perception research: socio-cultural perspectives on the public experience of air pollution. *Environment international*, 30(6), 827–40.
- Brondizio, E. S. & E. F. Moran. 2008. Human dimensions of climate change: the vulnerability of small farmers in the Amazon. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, The Royal Society, 363, 1803-1809
- Brondizio, E. S., E. Moran, P. Mausel & Y. Wu. 1994. Land use change in the Amazon estuary: Patterns of caboclo settlement and landscape management. *Human Ecology*, 22(3), 249–278.
- Cintra, I. H. A., A. A. Juras, J. A. de Andrade & M. Ogawa. 2007. Caracterização dos desembarques pesqueiros na área de influência da usina hidrelétrica de Tucuruí, estado do Pará, Brasil. *Boletim Técnico Científico do CEPNOR*, 7(1), 135–152.
- Coe, M. T., & M. H. Costa. 2002. Long-term simulations of discharge and floods in the Amazon Basin. *Journal of Geophysical Research*, 107(D20), 1–17.
- Coe, M. T., T. R. Marthews, M. H. Costa, D. R. Galbraith, N. L. Greenglass, H. M. A. Imbuzeiro, N. M. Levine, Y. Malhi, P. R. Moorcroft, M. N. Muza, L. Powell, S. R. Saleska, L. A. Solorzano & J. Wang. 2013. Deforestation and climate feedbacks threaten the ecological integrity of south-southeastern Amazonia. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 368(1619), 20120155.
- Costa, M. H., S. Yanagi, P. J. Souza, A. Ribeiro & E. J. Rocha. 2007. Climate change in Amazonia caused by soybean cropland expansion, as compared to caused by pastureland expansion. *Geophysical Research Letters*, 34(7), L07706.
- Cox, P. M., P. P. Harris, C. Huntingford, R. A. Betts, M. Collins, C. D. Jones, T. E. Jupp, J. A. Marengo & C. A. Nobre. 2008. Increasing risk of Amazonian drought due to decreasing aerosol pollution. *Nature*, 453(7192), 212–215.
- Crona, B. I., P. Rönnbäck, N. Jiddawi, J. Ochiewo, S. Maghimbi & S. Bandeira. 2009. Murky water: Analyzing risk perception and stakeholder vulnerability related to sewage impacts in mangroves of East Africa. *Global Environmental Change*, 19(2), 227–239.
- Crona, B. I., A. Wutich, A. Brewis & M. Gartin. 2013. Perceptions of climate change: Linking local and global perceptions through a cultural knowledge approach. *Climatic Change*, 119(2), 519–531.
- Davidson, E. A., A. C. de Araújo, P. Artaxo, J. K. Balch, I. F. Brown, M. C. Bustamante, M. Coe, R. DeFries, M. Keller, M. Longo, J. W. Munger, W. Schroeder, B. Soares-Filho, C. M. Souza & S. C. Wofsy. 2012. The Amazon basin in transition. *Nature*, 481(7381), 321–328.



- Deressa, T. T., R. M. Hassan, C. Ringler, T. Alemu & M. Yesuf. 2009. Determinants of farmers' choice of adaptation methods to climate change in the Nile Basin of Ethiopia. *Global Environmental Change*, 19(2), 248 – 255. Traditional Peoples and Climate Change.
- Frank, Elisa, H. Eakin & D. López-Carr. 2011. Social identity, perception and motivation in adaptation to climate risk in the coffee sector of Chiapas, Mexico. *Global Environmental Change*, 21, 66–76.
- Harrington, D. W., & S. J. Elliott. 2015. Understanding emerging environmental health risks: A framework for responding to the unknown. *The Canadian Geographer / Le Géographe canadien*, 59(3), 283–296.
- Hiraoka, M. 1995. Land use changes in the Amazon estuary. *Global Environmental Change*, 5(4), 323–336.
- Hiraoka, M., D. L. Rodrigues & L. G. Furtado. 1997. Porcos, palmeiras e ribeirinhos na várzea do estuário do Amazonas. In: FURTADO, Lourdes G. (Org.). *Amazônia: desenvolvimento, sociodiversidade e qualidade de vida*. Belém: UFPA/NUMA. Pages 70–101.
- Juras, A. A., I. H. Cintra, & R. M. Ludovino. 2004. A pesca na área de influência da usina hidrelétrica de Tucuruí, estado do Pará. *Boletim técnico-científico do CEPNOR*, 4(1), 77–88.
- Kurukulasuriya, P. & R. Mendelsohn. 2007. Crop selection: adapting to climate change in Africa. World Bank. Working Paper 4307.
- Lata, S. & P. Nunn. 2012. Misperceptions of climate-change risk as barriers to climate-change adaptation: a case study from the Rewa Delta, Fiji. *Climatic Change*, 110(1-2), 169–186.
- Lima, D. M. 1999. A construção histórica da categoria caboclo. Sobre estruturas e representações sociais no meio rural. *Novos Cadernos NAEA*, 2(2), 1-32.
- Marengo, J. A., C. A. Nobre, J. Tomasella, M. D. Oyama, G. S. Oliveira, R. Oliveira, H. Camargo, L. M. Alves & I. F. Brown. 2008. The Drought of Amazonia in 2005. *Journal of Climate*, 21(3), 495–516.
- Marengo, J. A., L. S. Borma, D. A. Rodriguez, P. Pinho, W. R. Soares & L. M. Alves. 2013. Recent Extremes of Drought and Flooding in Amazonia: Vulnerabilities and Human Adaptation. *American Journal of Climate Change*, 02(02), 87–96.
- Maru, Y. T., M. Stafford Smith, A. Sparrow, P. Pinho & O. P. Dube. 2014. A linked vulnerability and resilience framework for adaptation pathways in remote disadvantaged communities. *Global Environmental Change*, jan. 28, 337–350.
- McGrath, D. G., O. T. Almeida & F. D. Merry. 2007. The Influence of Community Management Agreements on Household Economic Strategies: Cattle Grazing and Fishing Agreements on the Lower Amazon Floodplain. *International Journal of the Commons*, 1(1), 67–87.
- Magrin, G., Travasso, M., Diaz, R., Rodriguez, R. 1997. Vulnerability of the agricultural systems of Argentina to climate change. *Climatic Research* 9, 31–36
- Melack, J. M., & M. T. Coe, Michael. 2013. Climate change and the floodplain lakes of the Amazon basin. *Climatic change and global warming of inland waters: Impacts and Mitigation for Ecosystems and Societies*, 295–310.
- Niemeyer, S., J. Petts & K. Hobson. 2005. Rapid Climate Change and Society: Assessing Responses and Thresholds. *Risk Analysis*, 25(6), 1443-56.
- Oliveira, L. J. C., M. H. Costa, B. S. Soares-Filho & M. T. Coe. 2013. Large-scale expansion of agriculture in Amazonia may be a no-win scenario. *Environmental Research Letters*, 8(2), 024021.
- Patt, A. & D. Schroter. 2008. Perceptions of climate risk in Mozambique: Implications for the success of adaptation strategies. *Global Environmental Change*, 18(3), 458–467.
- Phillips, O. L., N. Higuchi, S. Vieira, T. Baker, R. Timothy, K. Chao & S. L. Lewis. 2009. Changes in Amazonian forest biomass, dynamics, and composition, 1980–2002. IN M. Keller, M. Bustamante, J. Gash and P. Silva



Dias. Amazonia and Global Change, 373–387.
doi: 10.1029/2008GM000779

Pinedo-Vasquez, M., D. Zarin, K. Coffey, C. Padoch, & F. Rabelo. 2001. Post-Boom Logging in Amazonia. *Human Ecology*, 29(2), 219–239.

Pinho, P.F., J. A. Marengo & M. S. Smith. 2015. Complex socio-ecological dynamics driven by extreme events in the Amazon. *Reg Environ Change* 15 (4), 643. doi:10.1007/s10113-014-0659

Prance, G. T. 1980. A terminologia dos tipos de florestas Amazônicas sujeitas a inundação. *Acta Amazonica*, 10(3), 495–504.

Rodrigues, C. I. 2006. Caboclos na Amazônia: a identidade na Diferença. *Novos Cadernos NAEA*, 9(1), 119–130.

Sampaio, G., C. Nobre, M. H. Costa, P. Satyamurty, B. S. Soares-Filho & M. Cardoso. 2007. Regional climate change over eastern Amazonia caused by pasture and soybean cropland expansion. *Geophysical Research Letters*, 34(17). doi:10.1029/2007GL030612.

Seo, S. N. & Mendelsohn, R. 2008. An analysis of crop choice: Adapting to climate change in South American farms *Ecological Economics*, 2008, 67, 109 – 116

Shisanya, C. A. & M. Khayesi. 2007. How is climate change perceived in relation to other socioeconomic and environmental threats in Nairobi, Kenya? *Climatic Change*, 85(3-4), 271–284.

Sousa, C. N., D. A. Fernandes, A. S. Cardoso, E. S. Kato. 2014. Dinâmica urbana e produção agroextrativista: uma análise sobre informalidade do trabalho e da economia do açai na RMB. *Cadernos CEPEC*, 3 (12), 1-35.

Souza, Evolução do Sistema Agrário do Marajó: Uma Perspectiva Sociohistórica. *Cadernos CEPEC*, 3(4) Abril de 2014

Sovacool, B. K. 2011. Perceptions of climate change risks and resilient island planning in the Maldives. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 17(7), 731–752.

Stocker, T.F., D. Qin, G. K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex & P. M. Midgley. (eds). 2014. *Climate change 2013: the physical science basis: Working Group I contribution to the Fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.

Tam, J. & T. L. McDaniels. 2013. Understanding individual risk perceptions and preferences for climate change adaptations in biological conservation. *Environmental Science & Policy*, 27(mar), 114–123.

Vogt, N. D., M. Pinedo-Vasquez, E. Brondízio, O. Almeida & S. Rivero. 2015. Forest Transitions in Mosaic Landscapes: Smallholder's Flexibility in Land-Resource Use Decisions and Livelihood Strategies From World War II to the Present in the Amazon Estuary. *Society & Natural Resources*, 28(10), 1043–1058.

Vogt, N. D., M. Pinedo-Vasquez, E. Brondízio, F. Rabelo, K. Fernandes, O. Almeida, S. Rivero, S.; P. J. Deadman, & Y. Dou. 2016. Local ecological knowledge and incremental adaptation to changing flood patterns in the Amazon delta *Sustainability Science*, 11(4), 611–623.

Weber, E. U. 2006. *Experience-based and description-based perceptions of long-term risk: why global warming does not scare us (yet)*. *Climatic Change*, 77, 103–120.



VALORACIÓN ECONÓMICA DEL ECOSISTEMA DEL ARROYO ALAMAR EN LA CIUDAD DE TIJUANA

Dr. José García Gómez

Universidad Autónoma de Baja California: Facultad de Economía y Relaciones Internacionales
Calzada Universidad #14418, Parque Industrial Internacional
C.P. 22390, Tijuana, Baja California, México.
garcia.jose39@uabc.edu.mx

Jesús Martin Beas Becerra

Universidad Autónoma de Baja California: Facultad de Economía y Relaciones Internacionales
Calzada Universidad #14418, Parque Industrial Internacional
C.P. 22390, Tijuana, Baja California, México.
Martin.beas@uabc.edu.mx

Resumen

El mundo emprende proyectos para rescatar escurrimientos pluviales, algunos se han convertido en espacios icónicos y de atracción, sin embargo, en México se sigue considerando la "urbanización" sin límites como señal de progreso e impulsando proyectos de ingeniería hidráulica tradicional para abordar problemas de inundaciones, contaminación y demanda de espacio. Es el caso del proyecto del arroyo Alamar en Tijuana B.C. En ese sentido el objetivo del trabajo es la valoración económica de la pérdida ambiental que supone la construcción del referido proyecto, ésta se efectúa en parte con base a la propuesta de De la Lanza y colaboradores (2013); la cual se sustenta teórica y metodológicamente en el concepto y clasificación de los Servicios Ecológicos (SE) propuestos por el grupo de evaluación de ecosistemas del milenio (Millennium Ecosystem Assessment) en 2005. Los resultados señalan una pérdida monetaria anual de 2 335 124.96 dólares americanos, a al que habría que sumar no solo la ambiental si no también la "social" o urbana.

Palabras clave: valoración económica, servicios ambientales, ecosistema.

Abstract

World undertakes projects to rescue rain runoff, some have become iconic spaces and attraction, however, Mexico is follows considering the "urbanization" without limits as a sign of progress and promoting traditional hydraulic engineering projects to address problems of flooding, pollution and demand for space. It is the case of the project of the Alamar brook in Tijuana B.C. In this sense the objective of the work is the economic valuation of environmental loss posed by the construction of the concerned project, this is done in part based on the proposal of the De la Lanza and collaborators (2013); which is sustained theoretically and methodologically on the concept and classification of ecological services (SE) proposed by the Group of the Millennium Ecosystem Assessment (MEA) in 2005. The results indicate an annual monetary loss of 2 335 124.96 dollars, to which should be added not only the environmental if not also a social or urban.

Keywords: environmental assessment, ecosystem service, ecosystem.

JEL Codes: Q00, Q20, Q24, Q25, Q57.



1. Introducción

La zona del arroyo Alamar constituye una de las dos fuentes de abastecimiento de agua subterránea dentro de la mancha urbana de Tijuana, tiene una producción mensual de 146,000 m³, la cual se obtiene a través de unos 57 pozos (CONAGUA 2008). De la misma manera, de siempre una suerte de “abandono” y descuido institucional; pareciera que la autoridad no ha decidido la posición o uso que dentro del desarrollo de Tijuana debe tener la referida zona del arroyo Alamar; ha propiciado una ocupación irregular de gran parte de la misma, principalmente en las dos primeras de las tres secciones en que es común dividirla. Esa ocupación irregular con asentamientos habitacionales humanos, además de diversas actividades productivas y en las cuales es común se carezca de servicios públicos, tanto los básicos como agua potable, alcantarillado sanitario y electricidad, como otros, entre los que destaca por su impacto, la recolección de desechos, que sumado a que muchas de las actividades productivas en la zona tampoco llevan a cabo un buen manejo de sus residuos propician un gran deterioro ambiental.

De igual manera, esa ocupación irregular y caótica a la cual se suman las circunstancias topográficas, hidrológicas y en general las ambientales ya referidas, constituye un gran riesgo para los asentamientos urbanos allí asentados, tanto que periódicamente; particularmente en las temporadas de lluvia intensa; es necesario desalojar a sus pobladores. Lo anterior se ha repetido en diversas ocasiones, desde inicios de los años 70 del siglo pasado hasta el presente, en el que al parecer se ha efectuado un desalojo definitivo.

En razón de las circunstancias referidas, además de los periódicos desalojos también ya señalados, se han elaborado diversos proyectos de solución. Estos proyectos, hasta la fecha, básicamente pueden

clasificarse bajo dos enfoques generales. El primero que privilegia la protección a los asentamientos humanos presentes en el área y no considera en gran medida la función ambiental que los escurrimientos suponen para el ecosistema de la microcuenca, y de la ciudad en general, ni la importancia que los propios escurrimientos suponen para la hidráulica del acuífero local. El segundo de los enfoques, por el contrario, privilegia la función ambiental y el equilibrio y conservación del acuífero por sobre la viabilidad de usos urbanos en la zona (García, Mungaray y Beas 2012).

Esa diversidad de proyectos y enfoques también se ve reflejada en aquellos que han sido sometidos a la evaluación ambiental federal y que han recibido de la misma la respectiva autorización, aunque bajo naturaleza condicionada. El primero de éstos fue elaborado bajo un enfoque de total respeto ambiental. No obstante se solicitaron diversas modificaciones al mismo, bajo las cuales se ha transformado el proyecto; al menos en sus dos primeras secciones; hacia enfoques hidráulicamente tradicionales, al parecer influidos por una visión que privilegia la maximización del lucro a través del mayor aprovechamiento del uso urbano.

En la actualidad y no obstante la no conclusión de mesas de trabajo (convocadas por el gobierno federal del sexenio anterior) enfocadas a establecer bajo consenso (federación-gobiernos locales-sociedad) un proyecto de solución a la referida problemática, el gobierno estatal lleva a cabo el encauzamiento del escurrimiento al amparo de la última de las modificaciones autorizadas. No obstante haber concluido la canalización en las dos primeras secciones, con estructura de concreto reforzado, la misma ha sido detenida merced a la oposición de grupos ciudadanos organizados que repudian este tipo de solución. Estos grupos en su mayoría, reclaman una solución eco-hidrológica al menos en la totalidad de la



tercera sección, aunque existen dentro de ellos posturas radicales que quisieran dar marcha atrás a todo el proyecto e incluso demoler la estructura ya construida.

Con base en lo señalado, el presente trabajo se enfoca en determinar el valor del ecosistema en la zona de estudio, sin obra de protección, así como la pérdida que supondría la construcción de una canalización como la que está en proceso de montaje, además de vislumbrar algunos otros impactos sociales o urbanos atribuidos al tipo de intervención en construcción.

2. Descripción de la zona de estudio

De acuerdo a Rodríguez, García y Méndez (2012), el arroyo Alamar forma parte de la cuenca del río Tijuana y a su vez conforma una cuenca transfronteriza con dos ramas principales: el arroyo Tecate que nace en parte en la sierra Juárez y el arroyo Alamar, con origen del lado norteamericano, donde recibe el nombre de Cottonwood Creek y constituye la rama principal. El arroyo Alamar-Cottonwood Creek alimenta dos presas en el condado de San Diego (Lake Barret y Morena Dam), para luego descender en forma más o menos paralela a la línea divisoria fronteriza. Poco antes de pasar a territorio mexicano se le une el arroyo Tecate y cambia su curso al lado mexicano; por medio de una corta "asa" que de inmediato regresa al lado norteamericano, a la altura del límite Norte del sitio denominado Valle Redondo, ya en el municipio de Tijuana; para volver a entrar de nuevo a territorio mexicano a la altura de la zona de San Isidro Ajolojol y donde cambia su nombre al de arroyo Alamar.

De la misma manera, los autores ya citados líneas arriba señalan que el arroyo Tecate a su vez nace de dos ramas paralelas, por ambos lados de la frontera y ambas situadas a más de mil metros de altitud. La del lado norteamericano, tiene su origen en la zona rural conocida como Campo, condado de San Diego y el ramal mexicano principia en los límites al Oeste de la sierra Juárez, al

Suroeste de Campo cerca del sitio conocido como El Hongo. El arroyo Tecate se une al Cottonwood Creek del lado norteamericano, en las inmediaciones del sitio conocido como Barron Valley. El arroyo Alamar es uno de los principales tributarios del río Tijuana.

La cuenca del arroyo Alamar tiene una superficie de 1,387 Km², de los que 1,196 (86.2%) corresponden al lado norteamericano y 191 (13.8%) están ubicados en territorio mexicano. La cuenca del arroyo Alamar representa más del 30% de la superficie total de la cuenca del río Tijuana, cuya superficie estimada es de 4,533 Km². Hidrológicamente la cuenca del Alamar por el lado mexicano, se ubica en la región hidrológica uno (RH1), Baja California Noroeste, en la Cuenca C, denominada río Tijuana-arroyo de Maneadero y a su vez en la Subcuenca F, río Tijuana. La región hidrológica RH1 (Cuenca C) representa el 10.95% de la superficie del estado de Baja California, con 7,834 Km². Su precipitación media anual es del orden de los 291.561 mm. La Subcuenca F (Río Tijuana) cuenta con dos obras hidráulicas importantes: la presa Abelardo L. Rodríguez en el río Tijuana, en el municipio del mismo nombre, y la presa de El Carrizo, localizada en el arroyo del mismo nombre, en el municipio de Tecate (INEGI 2001).

Retomando nuevamente a Rodríguez, García y Méndez (2012) e investigación ocular propia, se tiene que los tipos de vegetación predominantes en la cuenca, en ambos lados de la frontera, son el chaparral montano, el chaparral (mixto o típico) y el matorral de salvia. Estos tres tipos de comunidades representan más del 70% de la cobertura vegetal de la zona. Contrario a algunos informes, actualmente no existen evidencias del matorral costero rosetófilo en toda la cuenca del arroyo Alamar. Respecto del lado mexicano, el polígono del Sistema Ambiental Regional (SAR) y que corresponde en casi su totalidad con la Cuenca C, tiene una superficie de 7,973 Km². En este polígono la cobertura vegetal está conformada por un 74.2% de chaparral



(5,916 Km², incluido chaparral montano), matorral de salvia (1,658 Km², incluido matorral costero rosetófilo) 20.8%, y bosque de pinos un 5% (398 Km² incluido monte de piñoneros).

Más específicamente, señalan los mismos investigadores, en los cauces con mayores escurrimientos de agua se presenta el denominado bosque ripario o bosque de galería. Está dominado por especies de salicáceas, como son los sauces y álamos de los cuales se pueden citar las siguientes especies: sauce blanco *Salix lasiolepis*, sauce rojo *Salix laevigata*, sauce negro *Salix goodingii*, sauce plateado *Salix exigua*, álamo *Populus fremontii*, aliso *Platanus racemosa*, fresno *Fraxinus velutina*, varias especies de encinos y otras latifolias. En las zonas de inundación es común encontrar el tule *Typha domingensis*, la estera *Scirpus acutus*, *Carex spp*, las eneas *Cyperus spp* y numerosas herbáceas bosque ripario o bosque de galería.

a. Zona de estudio

El territorio al cual se hace referencia y que constituye la zona de estudio del presente trabajo, es la parte terminal de la cuenca del arroyo Alamar, está comprendido dentro de los límites del sitio denominado Cañón del Padre y tiene una longitud aproximada de 9.8 Km. Sus linderos quedan definidos entre el punto conocido como La Bocina; donde desde mediados de los ochentas termina la segunda etapa de canalización del río Tijuana, con revestimiento de concreto; y el puente Cañón del Padre; situado en las cercanías de la caseta de cobro de la autopista Tijuana-Tecate. Las coordenadas de la zona de estudio (aproximadas debido a que la misma es una área irregular) son: latitudes: 32°30'44.76"- 32°32'31.68" N y Longitudes: 116°56'16.86"- 116°51'23.88" O (figura 1).

1: localización de zona de estudio



Fuente: modificado de García, J., Mungaray, A., Beas, M., 2012.



De acuerdo a Rodríguez, García y Méndez (2012) e investigación ocular y análisis propios sobre el ambiente en la zona de estudio, se tiene que respecto a la vegetación existen tres tipos: el ya referido bosque ripario, del que se conserva un segmento importante, en condiciones de desarrollo sorprendentemente buenas, no obstante signos palpables de impactos, como son desmontes y tala clandestina. De igual forma, existen vestigios de las comunidades de chaparral y matorral de salvia, con representantes dispersos entre áreas impactadas y dominadas por pastos introducidos y vegetación ruderal, manifestación indiscutible de impactos por actividad humana frecuentes y severos. Estos efectos son patentes sobre todo en las pronunciadas laderas del lado sur o margen izquierdo del arroyo.

Bajo las mismas fuentes se determina que el señalado bosque ripario manifiesta huellas claras de impactos tales como tala, desmontes para usos agrícolas, habitacionales, comerciales, industriales o de otra índole, como bancos de materiales pétreos y recolección de ramas y renuevos para utilizarse como leña o postes en cercos; aun así, las masas restantes ofrecen un aspecto vigoroso y lozano, estando en pleno crecimiento la mayor parte del arbolado. Se trata de un bosque joven que debe de haberse regenerado hace menos de 40 años, a partir de sobrevivientes a talas masivas anteriores, como atestiguan algunos individuos maduros, con tallas de 18 a 20 metros, con troncos gruesos y ramaje retorcido, dispersos entre el arbolado joven.

Es claro que ambientalmente, en la zona de estudio el rasgo más notable lo constituye el referido segmento de bosque de galería o bosque ripario, el cual se extiende de manera ininterrumpida desde el cruce del boulevard Terán-Terán, hasta el puente Cañón del Padre. De hecho, el bosque continúa más allá del puente referido, se prolonga siguiendo el faldeo de la montaña

de Otay y se interna por el cauce del arroyo montaña más arriba. De la misma manera, este bosque asume notable importancia ecológica dentro de la zona de estudio por varias razones:

a) Constituye una reserva forestal dentro de la mancha urbana. De hecho es la única comunidad de este tipo que subsiste dentro de la mancha urbana de la ciudad de Tijuana, con excepción de un pequeñísimo segmento presente en Playas de Tijuana (Cañada de los Sauces).

b) Contribuye a contrarrestar el déficit de áreas verdes de la ciudad, el cual supera las 400 hectáreas.

c) Es parte del paisaje semirural de la microcuenca, contrarresta en algo la contaminación visual de numerosas naves industriales que invaden el cauce en algunos puntos, así como de los socavones producto de la extracción de materiales pétreos (barro, arena, grava, etc.) presentes en varios puntos de la microcuenca.

d) Contribuye de manera notable a la infiltración de los escurrimientos superficiales hacia los mantos freáticos, por lo que mejora la capacidad de recarga del acuífero.

e) Funciona como un filtro que disminuye la contaminación del agua, problema notable en la microcuenca.

f) Aloja numerosas especies de fauna nativa, sirviendo como una ruta de migración para diversas especies de aves, por lo que funciona como un corredor biológico.

g) Frena la velocidad del flujo superficial del arroyo, con lo cual reduce los efectos adversos durante las crecidas periódicas del mismo, particularmente la erosión de los bancos, así como a amortiguar el efecto de las inundaciones.



Como se ha señalado, en la zona de estudio la relevancia ecológica incluye el albergue de diversas especies de flora y fauna.

a. Flora y fauna de la zona de estudio

El análisis de la flora del sitio llevado a cabo por Rodríguez, García y Méndez (2012), arroja 84 especies de plantas vasculares, una cifra baja si se toma en cuenta la extensión de la zona de proyecto. De éstas, 67 son plantas dicotiledóneas y 17 son monocotiledóneas. Las especies introducidas o exóticas son 3, el resto, 49 especies, son nativas. Un rasgo notable es la virtual ausencia de dos especies indicadoras del bosque ripario: el álamo *Populus fremontii*, que bautizara al arroyo, y el aliso *Platanus racemosa*. Ambas especies serían buenos indicadores de la salud de esta comunidad. El deterioro del hábitat, principalmente por contaminación, favorece la presentación de infestaciones de hongos patógenos que eventualmente eliminan o reducen considerablemente la población de ambas especies. Ese bien pudo haber sido el caso.

De la misma manera, respecto a la fauna en la zona en estudio, dentro de los vertebrados se detectan 44 especies, de las cuales 5 son reptiles, 34 aves y 5 mamíferos. De estos elementos faunísticos, 5 especies son introducidas, siendo el resto nativas. También se hace notar que gran parte de la avifauna está compuesta por especies migratorias que hacen su aparición durante diferentes períodos del año, en ocasiones con permanencia muy breve.

Los mismo autores citados líneas arriba señalan que en relación a los anfibios, se sabe que estos son muy sensibles a la contaminación del agua y suelo, por lo que su virtual ausencia (no se pudo detectar ninguna especie) se puede explicar en gran medida por la contaminación patente que se observa a lo largo del cauce, desde los límites con el rancho Ontiveros; cerca del puente Cañón del Padre y fin de la zona de estudio; hasta la zona de La Bocina; inicio de

la zona de estudio. Otras, como algunas especies de reptiles, probablemente sean detectables en la época de calor, pues han sido citadas en diversas fuentes de información, no así varias especies de víboras de cascabel (*Crotalus spp*), las cuales es muy improbable que estén presentes en un área tan poblada y transitada como lo es ahora la zona de estudio.

De acuerdo, a un estudio publicado por la Universidad Estatal de San Diego, SDSU, denominado Arquitectura Fluvial Sustentable en el arroyo Alamar, Tijuana, Baja California, México (Espinoza, Magdaleno y Ponce 2007) la zona de estudio constituye una de las dos fuentes de abastecimiento de agua subterránea dentro de la mancha urbana de Tijuana, con una producción mensual de 146,000 m³ de agua la cual se obtiene a través de unos 57 pozos (CONAGUA 2008).

Como ya se ha mencionado, la circunstancia que ha propiciado la afectación ambiental ya referida es una suerte de “abandono” y descuido institucional: pareciera que la autoridad no ha decidido la posición o uso que dentro del desarrollo de Tijuana debe tener la referida zona del arroyo Alamar.

a. Problemática urbana en la zona de estudio

Como también se ha señalado, esa circunstancia de “abandono” y descuido institucional ha propiciado una ocupación irregular de gran parte de la zona, principalmente en las dos primeras de las tres secciones en que es común dividirla. Ocupación irregular que al ser llevada a cabo bajo condiciones precarias y carecer de diversos servicios públicos, entre los cuales destaca por su impacto la recolección de desechos; tanto en los desarrollos habitacionales como por las diversas actividades productivas allí asentadas; propician un gran deterioro ambiental.



También se reitera, esa ocupación irregular y caótica a la cual se suman las circunstancias topográficas, hidrológicas y en general las ambientales ya referidas han configurado un gran riesgo tanto para los asentamientos urbanos allí asentados como para los nuevos desarrollos ubicados en sus inmediaciones. La circunstancia referida ha provocado que los continuos desalojos de la zona, principalmente en temporadas de lluvia intensa, involucren más población, superficie y bienes a proteger.

De la misma manera, las circunstancias reseñadas han llevado a asumir como solución el encauzamiento del escurrimiento y motivado la elaboración de diversos estudios y proyectos con ese objetivo. En ese sentido se reitera, el objetivo principal del trabajo es valorar económicamente la pérdida ambiental como consecuencia de la obra de canalización actualmente detenida, lo anterior, con el propósito de que se retome aunque sea parcialmente (por ejemplo en la tercera etapa) un proyecto ambientalmente más favorable.

3. Materiales y métodos

La problemática en la zona además de los periódicos desalojos, ha sido abordada también frecuente y periódicamente, particularmente después de temporadas de lluvia intensa, desde distintos enfoques de intervención técnica o de ingeniería hidráulica. En primer término se hará un recuento de los distintos enfoques y/o proyectos de solución planteados. En segundo lugar, después de una descripción más específica de los bienes y recursos ambientales en la zona de estudio y en parte con base a la propuesta de De la Lanza, Ruiz, Fuentes, Camacho, Blanco, Zamorano, López, Robles, Ortiz, Penié y Arroyo (2013); la cual se sustenta teórica y metodológicamente en el concepto y clasificación de los Servicios Ecológicos (SE) propuestos por el grupo de evaluación de ecosistemas del milenio (Millennium Ecosystem Assessment 2005); se llevará a

cabo la valoración económica de la pérdida ambiental de la zona de estudio.

a. Enfoques y/o proyectos de solución

Las distintas intervenciones proyectadas para dar solución definitiva a la problemática del arroyo Alamar dentro de la ciudad de Tijuana, hasta la fecha, básicamente pueden clasificarse bajo dos enfoques generales. El primero se sustenta bajo una óptica de ingeniería hidráulica “tradicional” que conceptualmente pretende privilegiar la protección de los asentamientos humanos presentes en la zona y no considera en gran medida tanto la función ambiental que los escurrimientos suponen para el ecosistema de la microcuenca y de la ciudad en general como tampoco la importancia que los propios escurrimientos suponen para la hidráulica del acuífero local. El segundo de los enfoques, por el contrario, privilegia la función ambiental y el equilibrio y conservación del acuífero por sobre la viabilidad de usos urbanos en la zona (García, Mungaray M y Beas 2012) o la liberación de mayor superficie para el crecimiento de la ciudad.

Esa diversidad de proyectos y enfoques es la misma que se manifiesta en aquellos proyectos que promovidos por autoridades locales; municipio o estado; han sido sometidos a la evaluación ambiental en el ámbito federal y recibido la respectiva autorización, aunque bajo naturaleza condicionada. El primero de éstos fue elaborado bajo un enfoque de total respeto ambiental: contempló secciones de mampostería tanto para taludes como para la plantilla de canalización. No obstante se han solicitado diversas modificaciones a la autorización y/o proyecto, bajo las cuales se ha transformado de manera importante el proyecto original, al menos en sus dos primeras secciones, hacia enfoques hidráulicamente tradicionales, taludes y plantilla de concreto reforzado. Lo anterior, al parecer bajo la influencia de una visión que privilegia la maximización del lucro a



través del mayor aprovechamiento del uso urbano, el cambio de estructura supone la liberación de mayor superficie para ese uso.

Como ya se ha señalado, en la actualidad y no obstante la no conclusión de mesas de trabajo (convocadas por el gobierno federal del sexenio anterior) enfocadas a establecer bajo consenso (federación-gobiernos locales-sociedad) un proyecto de solución a la referida problemática, el gobierno estatal en coordinación con la autoridad municipal lleva a cabo el encauzamiento del escurrimiento, al amparo de la última de las modificaciones autorizadas: contempla estructura de concreto armado en las tres secciones del arroyo. No obstante, la situación no es del todo clara ni se ha dado completa solución a la problemática.

A pesar de haber concluido la construcción del canal en las dos primeras secciones, con estructura de concreto reforzado, la misma ha sido detenida merced a la oposición de grupos ciudadanos organizados que repudian este tipo de solución. Estos grupos en su mayoría, reclaman una solución ecohidrológica al menos en la totalidad de la tercera sección, aunque existen posturas radicales que quisieran dar marcha e incluso demoler la estructura ya construida.

B. ¿Qué se pierde?

Dadas las características de Tijuana en materia hidráulica, parece claro que la pérdida más importante que la canalización a base de concreto armado en su totalidad

provocaría son los 3.01 Mm³ que como mínimo promedio anual dejarían de infiltrarse en el acuífero local (Ponce, 2001). Este volumen de 3.01 Mm³ representa el 15.84 % de la recarga y el 17.71 % de la extracción del acuífero Alamar, medias anuales ambas y significan asimismo, el 313 % del volumen total de agua del acuífero concesionado en la zona de estudio. De la misma manera y no obstante la importante pérdida que por sí misma supone la no infiltración acuífera, ésta acarrea otro gran perjuicio. El no conservar el escurrimiento supone tanto la eliminación del ecosistema “natural” que todavía se observa como su eventual ampliación, particularmente respecto al valioso ecosistema ripario.

Ambientalmente, como ya se señaló, el rasgo más notable en la zona lo constituye el segmento de bosque de galería o bosque ripario (figura N° 2), la única comunidad de este tipo que subsiste dentro de la mancha urbana de la ciudad de Tijuana, con excepción de un pequeñísimo segmento presente en Playas de Tijuana (Cañada de los Sauces). Se trata de un segmento de dimensiones importantes para la ciudad, alcanza alrededor de 3.5 km de longitud, 71.28 hectáreas (Implan, 2007). Adicionalmente, en la zona de estudio también se observan algunas masas fragmentadas de bosque ripario, en las secciones de proyecto de canalización 1 y 2, que en conjunto sumarían alrededor de otras 20 hectáreas (Rodríguez, García y Méndez 2012).

Figura 2: segmento de bosque ripario en zona de estudio.





De la misma manera, la obra de canalización con revestimiento impermeable no solo elimina el bosque ripario también impide una eventual ampliación del mismo. Si la tercera sección, sin ningún programa de reforestación, logró recuperarse en alrededor de 40 años ((Rodríguez, García y Méndez 2012), sin duda, un buen programa lograría una recuperación en toda la zona de estudio en un periodo similar o incluso en un tiempo más corto. En general se elimina uno de los más importantes eslabones para la eventual conformación de un sistema de corredores ecológicos urbanos.

Respecto a flora y fauna, en la zona de estudio se observa una cifra baja de especies de plantas vasculares, si se toma en cuenta su extensión. No obstante habría que destacar que 49 de éstas son nativas. De la misma manera, en relación con la fauna y sí bien también la misma resulta escasa, la gran mayoría de las existentes, son nativas de la región. No obstante, se reconoce que gran parte, sobre todo de la avifauna, está compuesta por especies migratorias que hacen su aparición durante diferentes periodos del año, en ocasiones con permanencia muy breve (Rodríguez, García y Méndez 2012).

b. Valoración económica de la pérdida: metodología y resultados

Sí bien se toma nota de la discusión nacional e internacional respecto a la validez del concepto y clasificación de los Servicios Ecológicos (SE) propuestos por el grupo de evaluación de ecosistemas del milenio (Millennium Ecosystem Assessment 2005), se considera pertinente su uso para el presente trabajo, por el peso teórico y conceptual que tiene su propuesta, además de las características ya señaladas por De la Lanza, Ruiz, Fuentes, Camacho, Blanco, Zamorano, López, Robles, Ortiz, Penié y Arroyo (2013): gestación multidisciplinaria, interinstitucional y multinacional, y en relación a otras propuestas, su mayor difusión y aceptación a nivel internacional (De la Lanza y col. 2013).

De la misma manera, se utiliza en parte la metodología planteada por De la Lanza y col. (2013) por entender que en la misma se estructura de buena manera lo planteado por el grupo de evaluación de ecosistemas del milenio. Igualmente, se entiende pertinente utilizar los VE determinados por De Groot y colaboradores debido a la robusta base de



datos que sirven de soporte para el cálculo de los mismos.

Conforme a lo señalado, los SE utilizados serán los de Soporte (S), Aprovechamiento (A), Regulación (R) y Culturales (C). Para el cálculo del Valor Económico Total (VET) se utiliza una matriz, con los componentes del ecosistema a evaluar en las filas y los SE en las columnas, similar a la propuesta por Millennium Ecosystem Assessment (2005) para estimar la magnitud relativa de los SE. El proceso consiste en la identificación de los SE presentes en cada componente ambiental (De la Lanza y col. 2013). Hasta aquí se utiliza la metodología propuesta por De la Lanza y colaboradores y se prosigue con la asignación de valores económicos (VE) de manera directa para cada uno de los SE. Estos VE son los determinados para cada uno de los SE por biomasa por parte de De Groot y colaboradores (2012), los cuales están expresados en dólares normalizados a la economía de 2007 y expresados por hectárea y anualmente.

Los servicios ecológicos identificados y evaluados son 16, en una superficie de 91.28 hectáreas que es la extensión forestada hasta antes de iniciar la construcción de canalización (conforme a información de Implan (2007) y Rodríguez, García y Méndez (2012). Se consideran estos 16 servicios ecológicos porque del resto de servicios que pueden ser proporcionados en el tipo de ecosistema estudiado, no se encontró evidencia en la zona de estudio.

La valoración económica (cuadro 1) se lleva a cabo bajo una óptica conservadora, se consideró el valor total medio de servicios determinado por De Groot y colaboradores para cada uno de los servicios ecológicos considerados. El valor total mínimo calculado por los mismos autores es de 16 534 dólares y el máximo de 104 924, ambos también por hectárea y por año. Conforme a lo señalado, la pérdida, considerando sólo la parte forestada, sería de 2 335 124.96 dólares americanos anualmente (25 682 dólares (2007)/hectárea/año).

Cuadro 1: Valoración económica de la pérdida ambiental en la zona de estudio			
Servicio ecológico		Valor (Dólares 2007)/Ha/Año	Importe
Tipo	Concepto		
Aprovechamiento	Alimento	614	56 045.92
	Agua	408	37 242.24
	Formación de suelo	425	38 794.00
	Recursos estéticos	114	10 405.92
Regulación	Clima	488	44 544.64
	Protección c/avenidas	2986	272 562.08
	Ciclo hidrológico	5606	511 715.68
	Control de erosión	2607	237 966.96
	Control biológico	948	86 533.44
	Filtración de contaminantes	3015	275 209.20
	Ciclo de nutrientes	1713	156 362.64
Soporte	Diversidad genética	1168	106 615.04
	Servicios sanitarios	1287	117 477.36
Culturales	Estéticos	1292	117 933.76
	Recreación	2211	201 820.08
	Inspiración	700	63 896.00
Total anual			2 335 124.96
Fuente: elaboración propia.			

4. Conclusión

El principal objetivo se cumple, como ya se ha señalado, la pérdida monetaria sería de 2 335 124.96 dólares americanos



anualmente. Se reconoce, las limitaciones del presente estudio son las mismas que observan muchos trabajos de este tipo, información no específica para cada uno de los SE analizados, corta en el aspecto temporal, etc. Por el contrario, su fortaleza se cimienta en el marco conceptual propuesto por el grupo de evaluación de ecosistemas del milenio, la propuesta metodológica de De la Lanza y colaboradores y las estimaciones y/o valores aportados por De Groot y colaboradores.

De la misma manera, se quiere enfatizar y quizá como previamente pudiera suponerse por el tipo de intervención planteado (canalización de escurrimiento a base de concreto armado), los detrimentos más cuantiosos son sobre los SE del tipo de regulación, a estos corresponden \$ 1 584 894.54 casi el 68 % de los perjuicios totales. Y dentro de estos SE afectados destacan los de ciclo hidrológico, la filtración de contaminantes, la protección contra avenidas y el control de la erosión.

Desde luego, la justificación para la construcción de la estructura de canalización señalada es la protección de los desarrollos urbanos, por lo que pudiera pensarse que la protección contra avenidas y el control de la erosión estarían salvaguardados. No obstante, se tiene el convencimiento que tanto la protección contra avenidas como el control de la erosión se pueden conseguir de maneras ambientalmente más amigables. Asimismo, el mantener ecosistemas naturales saludables, en armonía con desarrollos urbanos adecuados, salvaguardan también SE diversos que regulan el control biológico, la filtración de contaminantes y el propio clima, volviéndolo más estable y benigno.

De la misma manera, se observa que en el caso en estudio, el peso que tienen los SE de soporte y culturales es mucho menor. Sin embargo, no deben ser menospreciados, una mejor gestión de este tipo de ecosistemas bien puede incrementar su importancia. Se tiene el convencimiento que esa es la razón por la cual en el mundo se

emprenden proyectos para rescatar los escurrimientos pluviales naturales: Cheonggyecheon en Seúl, Arcadia en Kalamazoo, Michigan, el Broad Branch Stream en Washington D.C., Saw Mill y el Sunswick Cree en Nueva York y el Neglinnava en Moscú, (Mxcity, 2014), entre otros. Algunos de los cuales se han convertido en espacios icónicos y de atracción en sus localidades; como es el caso del Cheonggyecheon que llega a recibir alrededor de medio millón de visitantes (Mxcity 2014).

No obstante en México se sigue considerando la “urbanización” sin límites como señal de progreso e impulsando proyectos de ingeniería hidráulica tradicional al momento de abordar problemas de inundaciones, contaminación y demanda de espacio. Como ya se señaló, en el caso del arroyo Alamar también se pierde la parte conservada de bosque ripario, prácticamente la única comunidad de este tipo dentro de la mancha urbana de Tijuana, con todas las importantes funciones ambientales que el mismo lleva a cabo e incluso se pierde la oportunidad de regenerar toda la zona: los casi 10 km de extensión.

Es así que se considera se pierde un elemento valioso para una eventual conexión entre el entorno urbano y el ambiente natural en Tijuana. El arroyo Alamar era visualizado por muchos como un importante eslabón para la eventual construcción de un sistema de corredores ecológicos en la ciudad. De hecho el Plan de Desarrollo Urbano de la Ciudad de Tijuana (PDUCPT) contempla el ideal de conectar todos los cauces pluviales (incluso aquellos que han sido interrumpidos por las construcciones legales o ilegales) mediante una red de áreas verdes urbanas.

Lo anterior resulta todavía más relevante si se considera que Tijuana ofrece a sus residentes menos de un metro cuadrado de área verde, contra los diez metros que recomiendan las normas internacionales para garantizar el sano desarrollo de cada



persona (Martínez 2005). No obstante lo ya señalado y la importancia de la pérdida ambiental que supone la construcción de la canalización, no es este el único ámbito en el que resulta perjudicada la ciudad, la

afectación urbana y social es más amplia y relevante: si la canalización del Río Tijuana ya dividió a la ciudad en dos partes (ver figuras N° 3 y N° 4).

Figura 3: Canalización río Tijuana.Figura



Fuente: google.com.mx.Fuente:

Figura 4: Canalización del arroyo Alamar.



Fuente: google.com.mx.

Construidas ambas canalizaciones, la del río Tijuana y la del arroyo Alamar, con sus vialidades paralelas y contiguas dividirán a

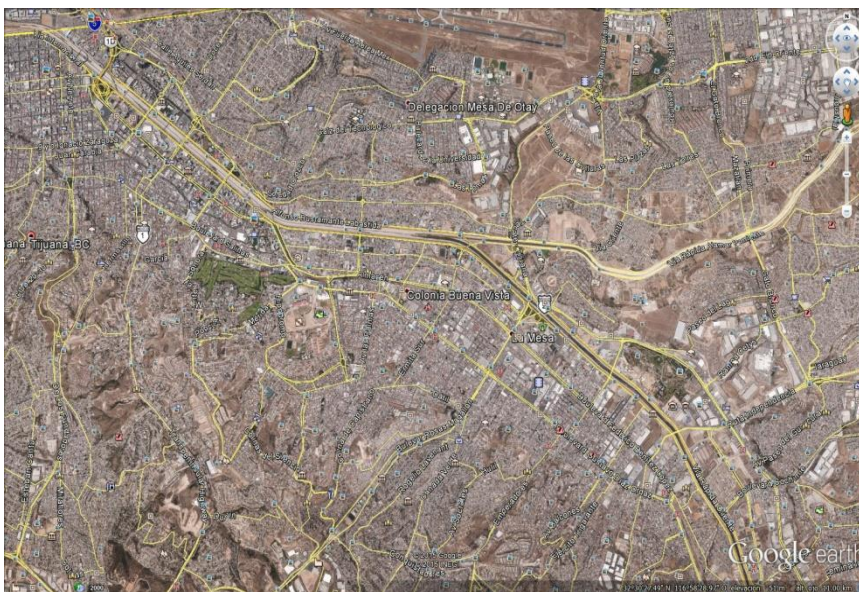
Tijuana en tres partes (ver figura N° 5), fragmentando vida social, comodidades y servicios (Graizbord 2002), modificando



drásticamente el paisaje en el noreste de la ciudad y sí consideramos la problemática suscitada en la canalización del río Tijuana, generando más espacios a la inseguridad. La canalización del río Tijuana atraviesa la ciudad casi por el centro de la actual mancha urbana en dirección Noroeste-Sureste y la del arroyo Alamar inicia en el cuadrante

Noreste y se une a la del río Tijuana al Norte de la mancha urbana y casi al centro de la misma.

Figura 5: Canalizaciones arroyo Alamar-Rio Tijuana.



5. Referencias bibliográficas

Beas, M., Comunicación personal, 2014.

CONAGUA., 2008. Estadísticas del Agua en México 2008. 1ª. ed. México: SEMARNAT.

De Groot, R., Brander, L., Van Der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christe, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., Mcvittie, A., Portela, R., Rodríguez, L., Ten Bronk, P., Van Beukering, P., 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services* 1 (2012): 50–61. Consultado en: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212041612000101>

De La Lanza, G., Ruiz, A., Fuentes, P., Camacho, V., Blanco, M., Zamorano, P., López, R., Robles, E., Ortiz, M., Penié, I., Arroyo, R., 2013. Propuesta metodológica para la valoración económica en sistemas costeros de México. *Investigación ambiental Ciencia y política pública*, Vol. 5, No 1. Consultado en: http://www.gaceta.ine.gob.mx/index.php/rev_amb/article/view/175

Espinoza, A., Magdaleno, P., Ponce, V., 2005. *Arquitectura Fluvial Sustentable en el Arroyo Alamar*. Centro de Estudios Sociales y Sustentables, Tijuana, B.C. San Diego State University, San Diego, California. Consultado en:



http://ponce.sdsu.edu/alarmar_arquitectura_sustentable_reporte1.html

García, J., Mungaray, A., Beas, M., 2012. La dimensión técnica en el arroyo alamar. En Gestión y diseño de políticas públicas en zonas urbanas de alto riesgo. El caso del Arroyo Alamar en Tijuana, Baja California. Selección Libro Universitario 2009-2010. México. Editorial UABC.

Graizbord, C., 2002. Los ríos urbanos de Tecate y Tijuana: Estrategias para ciudades sustentables. El proyecto del Rio Alamar: Una estrategia de desarrollo urbano para Baja California. Institute for Regional Studies of the Californias. San Diego State University.

IMPLAN., 2007. Programa Parcial de Desarrollo Urbano del Arroyo Alamar 2007-2018. Tijuana B.C. XVIII Ayuntamiento de Tijuana, B.C.

INEGI., 2001. Síntesis de Información Geográfica del Estado de Baja California.

Martínez, J., 2005. (Octubre 12). Déficit de áreas verdes: una historia de impunidad. Contralínea Baja California. Consultado en: www.bcalifornia.contralinea.com.mx/archivo/2005/octubre/htm/deficit+areas+verdes.htm

Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005. Assessed the consequences of ecosystem change for human well-being. From 2001 to 2005, the MA involved the work. Washington, D.C., USA. Consultado en: <http://www.maweb.org/en/Condition.aspx>

MXCITY., 2014. ¿Y si rescatáramos los ríos del DF? Consultado en: <http://mxcity.mx/2014/10/y-si-rescataramos-los-rios-del-df/>

Ponce, V., 2001. Hidrología de avenidas del Arroyo Binacional Cottonwood - Alamar, California y Baja California. San Diego, California. San Diego State University. Consultado en: <http://alarmar.sdsu.edu/alarmar/alarmar.html>

Rodríguez, A., García, J., Méndez, H., 2012. La dimensión ambiental en el arroyo alamar.

En Gestión y diseño de políticas públicas en zonas urbanas de alto riesgo. El caso del Arroyo Alamar en Tijuana, Baja California. Selección Libro Universitario 2009-2010. Editorial UABC.



VALORIZACIÓN ECONÓMICA, SOCIAL Y AMBIENTAL DE LA DESERTIFICACIÓN EN EL DEPARTAMENTO SANTA MARÍA, Provincia de Catamarca, Argentina

Patricia Maccagno

Departamento de Ciencias Aplicadas y Tecnología (Universidad Nacional de Moreno), Av. Bartolomé Mitre 1891, B1744OHC Moreno, Argentina.

patricia_maccagno@yahoo.com.ar

Tomas Trebino

Departamento de Post-Grado (Universidad Nacional de La Matanza), Florencio Varela 1903, B1754JEC San Justo, Argentina.

htrebino@gmail.com

Resumen

Este trabajo presenta los resultados del estudio de valorización integral de la desertificación en el departamento Santa María, provincia de Catamarca. El método de valorización utilizado combina herramientas de la economía ambiental y economía ecológica, realizando un análisis de todo el sistema, a través de la integración de resultados. El trabajo desarrolló un método para valorar la pérdida de secuestro de carbono en la cuenca entre 1997 y 2012. Los resultados obtenidos indican que la desertificación ha aumentado en todos los casos, excepto en una localidad. Se evidencia también, problemas socioeconómicos, como bajos ingresos, alto porcentaje de población que vive bajo la línea de pobreza e indigencia, como así escasa capacitación de los pobladores en temas ambientales y baja percepción de la desertificación como un problema. Las pérdidas por desertificación representan un 2.4% del Producto Bruto Geográfico de la provincia. Las emisiones de CO₂, de la cuenca, representan el 0,14% de las emisiones del país como consecuencia de los procesos de deterioro ambiental que se han producido en la zona. Todos estos resultados indican que se necesitan medidas urgentes para revertir estos procesos.

Palabras claves: valorización económica, ambiente, sustentabilidad, desertificación y pérdida del GDP

Abstract

This paper presents the results of the comprehensive valuation of desertification in the Department Santa María, Province of Catamarca. The valuation method used combines tools from environmental and ecological economics, with an analysis of the whole system through the integration of results. The work developed a method to assess the lost of carbon sequestration in the basin between 1997 and 2012. The results show that the desertification has increased in all cases, except in one location. Since socioeconomic systems show high percentage of population living under the poverty and indigence line, and producers' also shows low education in environmental issues and low perception of desertification as a problem. Desertification losses represent 2.4% of the Gross Geographic Product on the province. CO₂ emissions` basin, represent 0.14% of the country's emissions as a result of environmental degradation processes All these results indicate that urgent measures are need to reverse these processes.

Keywords: economic valorization, environment, sustainability, desertification, loss GDP



1. Introducción

El hombre siempre ha hecho uso del sistema natural, ya sea en la explotación misma de los recursos naturales, o mediante el aprovechamiento de la capacidad de adaptación y asimilación del medio natural. Lo nuevo es la escala en que éste se utiliza a través de una explotación de los recursos naturales cada vez más intensiva.

El análisis económico convencional, no alcanza para dar cuenta del deterioro que ocasiona el proceso económico sobre el patrimonio natural, siendo necesario ampliarlo, restableciendo el circuito de información, roto por el análisis económico ordinario, sobre las implicancias del comportamiento material de la sociedad actual (Naredo, 2001).

La relación entre la economía y el ambiente ha originado distintas posiciones. En general las posiciones liberales han percibido la protección ambiental como un impedimento para el crecimiento. Sin embargo a partir de los años ochenta, se ha dado lugar a nuevas posiciones, que postulan que es posible el crecimiento económico junto a la protección ambiental mediante una reconciliación entre la ecología y la economía de mercado (Cherni, 2001).

Resulta paradójico que a la vez que se multiplica la literatura ambiental, persista y hasta, en ocasiones, se agrava la falta de información de base capaz de informar sobre el funcionamiento de los sistemas. La falta de serie de datos denota poco interés en este aspecto que muestra como una contradicción con la sentida preocupación por los temas ambientales. Parece como que si la gestión de este campo no demandara, como ocurre en la economía ordinaria, registros contables que la orienten e indiquen cuales son los resultados (Naredo, 2001).

El interés por el estudio de los impactos de la actividad humana sobre el ambiente, se ha extendido sobre distintas disciplinas. Algunas de ellas, como el análisis económico caminaron durante más de un siglo alejadas de esta

preocupación, pero en las últimas décadas han surgido distintas corrientes dentro de la misma, cuyo objetivo es, precisamente el estudio de los cambios en la calidad ambiental producidos por la actividad humana. Las denominadas Economía Ambiental (EA) y Economía Ecológica (EE) son dos disciplinas que desde el análisis económico hacen de su causa la protección del ambiente. La primera de ellas, aplicando herramientas propias del análisis económico convencional, la segunda apostando a una restructuración más profunda del razonamiento económico (Cuéllar Benito, 2003). Este trabajo se apoya en ambas disciplinas para entender la problemática de la desertificación.

La desertificación, la cual es definida como degradación persistente de los ecosistemas de las tierras secas (que incluye las tierras áridas, semiáridas y subhúmedas secas) resultantes de las actividades humanas y las variaciones climáticas, constituye un claro ejemplo de degradación ambiental. Este problema es de alcance global, ya que se estima que las tierras secas ocupan el 41% de la superficie terrestre, considerándose que el 75% de esta superficie esta afectada por desertificación (Stafford Smith y Reynolds. 2005).

Argentina, no escapa a este fenómeno, ya que posee un 75% de su superficie con zonas áridas y semiáridas. La presión antrópica sobre sistemas frágiles lleva al máximo nivel de la degradación de tierras que es la desertificación.

En una primera etapa, la desertificación se concibió sobre la base de visiones estáticas y aisladas de evaluación de los recursos naturales (suelo, agua, vegetación, entre otras), con escasa participación de las comunidades locales, y fomentando programas de cooperación enfocados a la realización de grandes proyectos que minimizaban los impactos (de aplicación en las escalas locales y nacionales), con prácticas asistencialistas que no tenían en cuenta los problemas urgentes de pobreza y degradación (Abraham, *et al.*, 2006).



Con el tiempo, este enfoque sectorial demuestra sus limitaciones, sobre todo en el control de la desertificación. El mismo evoluciona a partir de 1970, cuando comienzan a introducirse conceptos como la visión sistémica, los estudios interdisciplinarios, la planificación integrada. A pesar de este reconocimiento, es de destacar, que se ha avanzado muy poco en la valorización económica de la desertificación.

El departamento Santa María, Provincia de Catamarca, se ubica en la región de los valles áridos, del noroeste argentino, es un área sujeta a problemas de desertificación. En la misma se han realizado numerosos estudios biofísicos, sociales y ambientales, pero hasta la fecha no se ha valorado económicamente la desertificación.

Es por ello que el objetivo de este trabajo es valorizar física y económicamente las pérdidas por desertificación en el departamento Santa María, realizando un análisis integrado utilizando herramientas de la economía ambiental y economía ecológica.

Descripción del área de estudio.

La región de los Valles Áridos del Noroeste argentino, tiene una superficie aproximada de 14.000.000 de hectáreas en las provincias de Salta, Catamarca, La Rioja, San Juan y Tucumán (SAyDS, 1994; Abraham, *et al.*, 2011).

En los Valles Áridos, se encuentra la cuenca del río Santa María. Dicha cuenca ocupa una superficie de 1.700 km² (Gobierno de la Provincia de Catamarca, 2002). El departamento Santa María, se encuentra en dicha cuenca, ocupa una superficie de 5740 km², siendo el área de estudio de este trabajo

Este departamento presenta un marcado déficit hídrico anual, con precipitaciones que oscilan alrededor de los 180 mm anuales. Las temperaturas en el valle oscilan entre los -10° C en invierno y los 38° C en verano, con una gran amplitud diurna (Maggi y Navone, 2011).

Las plantas herbáceas características del área bajo estudio son xerófitas, hierbas bajas o cortas que cubren de forma discontinua el suelo árido

pedregoso y ocasionalmente salino de esta región, que experimenta largos períodos de sequía (Tineo, 2005).

En cuanto a los suelos, predominan los Torripsamentos y Torriortentes, suelos sueltos, poco cohesivos, mayormente arenosos, permeables, desprovistos de materia orgánica, fácilmente erosionables, de reacción alcalina y a veces salina, con altos contenidos salinos en bajos (Introcaso y Navone, 2006).

La población se concentra fundamentalmente a lo largo de ambos márgenes del río Santa María, alcanzando su mayor densidad al costado de la ruta nacional 40. En toda la región el factor determinante para la localización de la población es la disponibilidad de agua, sobre todo los oasis de riego (Corso *et al.*, 2011).

Estos oasis tienen como actividades principales el cultivo de la vid, los frutales de carozo, pimiento para pimentón, ají y forrajeras. La limitación principal para la expansión de las áreas cultivadas es la escasa disponibilidad de agua para riego y su uso inapropiado (Navone, *et al.*, 2002).

Las migraciones se producen sobre todo en el sector de la población entre 17 y 25 años. La mayoría de las migraciones en la edad mencionada se deben a búsqueda de oportunidades laborales tanto en el sector rural como a centros urbanos (Maggi y Navone, 2011).

En cuanto al sector agropecuario, según datos Cooperativa Agroganadera Diaguita Limitada (creada en el área de estudio en 2007) la unidad económica es de 5 ha con agua.

En el año 1982 se aprobó la Ley 22.702, “de Desarrollo Económico”. A partir de su implementación se posibilitó la instalación de grandes empresas agropecuarias de capitales foráneos en Catamarca (Caeiro, 2008), situación que afectó también al área bajo estudio.

La implementación de estos emprendimientos en el departamento de Santa María, se basó sobre todo en la deforestación del bosque nativo



remanente. Esto ha puesto en peligro la sustentabilidad del ecosistema, por pérdidas de biodiversidad y la probabilidad que se aceleren los procesos de desertificación (Caeiro, 2008), así también aumentó la emisión de CO₂, ya que la deforestación limita la capacidad de almacenamiento de CO₂ en la biomasa (Gaspari y Manghi, 2004).

La producción se desarrolla con un bajo nivel de insumos, predominando la labranza tradicional, con maquinaria obsoleta en la mayoría de los casos. La mano de obra es netamente familiar, sólo contratándose mano de obra por jornales en época de cosecha.

La mayoría de los productores tienen acceso a pensiones, jubilaciones, subsidios, microcréditos o préstamos familiares que ayudan a aumentar su ingreso familiar.

El acceso a los mercados de los pequeños productores es limitado. En cuanto al pimiento para pimentón, comino y otras aromáticas, históricamente se realiza en mercados informales. Los productores venden en la puerta de su finca o a acopiadores o molineros que procesan el producto.

En el caso de la vitivinicultura existen dos bodegas de mediana escala, las que fueron

analizadas en este trabajo. Una de ellas realiza el procesamiento del producto en el establecimiento, la otra envía sus productos a Tucumán para realizar el procesamiento.

En cuanto a los productos pecuarios, se venden enteramente en el mercado local, en este rubro es donde más se percibe el intercambio de productores.

La aparición de la Cooperativa Agroganadera Diaguitas Limitada, ha iniciado una mejora en los canales de comercialización, tratando de diversificar la producción y dar valor agregado a los productos. Cuenta con 75 productores asociados.

Las principales causas de desertificación en el departamento Santa María son: erosión hídrica (49.5%), erosión eólica (11.7%), presión humana (5.3%), presión animal (18.4%) y salinización (14.5%) (Espoz-Alsina *et al*, 2002).

En este departamento las prácticas de manejo inadecuadas aumentan los impactos negativos sobre los ecosistemas secos que por naturaleza son frágiles, disminuyendo su productividad y consecuentemente sus ingresos (Corso, *et. al*; 2011).

2. Metodología

El diseño metodológico de este trabajo consta de cinco etapas:

a) Captura la información de base (recopilación de antecedentes, trabajo de campo y análisis comparativo de fuentes secundarias con datos recopilados en terreno).

Procesamiento de los datos tomados a campo, para evaluar el grado de desertificación utilizando indicadores biofísicos y comparación con datos históricos.

b) Aplicación a campo de una encuesta a fin obtener datos para construir indicadores económicos, sociales e institucionales.

c) Aplicación de metodologías de valoración económica

d) Análisis integrado de la desertificación

2.1. Captura la información de base

Consistió en la caracterización del área estudiada y la elaboración de la línea de base, para establecer la comparación con datos históricos y actuales, a fin de evaluar el avance de la desertificación entre 1997 y la fecha de realización de este estudio (2012).

El departamento Santa María cuenta con seis unidades cartográficas, cada una de ellas caracterizada por su homogeneidad en cuanto al tipo de suelo y uso de los mismos. En cada una de estas unidades se evaluó el grado de



desertificación y aplicó la encuesta que se describe en el punto 3.

2.2. Procesamiento de datos de campo para evaluar el grado de desertificación

Se partió de una recopilación de datos existentes en la región sobre el estado de la desertificación. Los datos históricos están disponibles para el año 1997. La actualización se realizó en agosto de 2012. El nuevo estudio, cubrió los mismos estratos que en el primer estudio.

La metodología utilizada fue descripta por Navone *et al* (2006) y Maccagno *et al* (2015).

2.3. Aplicación a campo de una encuesta a fin obtener datos para construir indicadores económicos, sociales e institucionales y valorización económica

Para la realización de encuestas se seleccionaron las seis unidades cartográficas ubicadas en el departamento Santa María. Se diseñó de un modelo de encuesta, con el fin de identificar las variables de relevancia teniendo en cuenta otras encuestas realizadas en la zona (Corso *et al*, 2012). Se analizaron además documentos del gobierno de la provincia de Catamarca (2005 y 2007) y trabajos realizados en los últimos años en la zona (Maggi y Navone, 2011).

Las variables relevadas tienen en cuenta las características del productor y de su establecimiento con el objeto de conocer las principales actividades productivas, ubicación y superficie total del establecimiento. Se indagó sobre el precio de la tierra y también se consultó sobre el tipo de tenencia de la tierra.

Se construyó una serie indicativa de los problemas ambientales, para que los productores identifiquen cuáles son los que más los afectan.

Una parte de la encuesta se dedica a conocer las características socioeconómicas de los

productores, tales como composición familiar, grado de escolaridad alcanzado, enfermedades prevalentes, así como el nivel de capacitación, trabajos fuera del establecimiento y subsidios recibidos.

Las encuestas fueron realizadas en el mes de agosto de 2012. Para estimar el número de la muestra, se partió de los datos preliminares del Censo Nacional Agropecuario 2008. A partir de la cantidad de establecimientos agropecuarios en el departamento, se determinó que 41 encuestas era un número representativo de la población total.

Para la zona bajo estudio se realizó un muestreo aleatorio estratificado, siendo cada una de las unidades cartográficas un estrato (características del suelo y actividad predominante) (Mason y Lind, 2000).

Los datos de las encuestas han sido codificados y procesados en una base de datos en Excel para luego exportarlo al *Statiscal Package for the Social Science* (SPSS) a partir del cual se obtuvieron datos sociales y económicos, de la región de estudio.

2.4. Valorización económica

Se utilizó la metodología de los Precios Hedónicos, el mismo parte de la siguiente ecuación lineal (Azqueta Oyarzun, 2002):

$$P_t = f_t(S_t, N_t, X_t)$$

donde:

P_t es el precio estadístico del precio del bien privado, en este trabajo el **precio de la hectárea de la tierra agrícola**.

S_t , es el vector de características estructurales del bien, superficie, en este caso, **superficie de las explotaciones y falta de nutrientes**.

N_t , es el vector de características del vecindario, composición de la población, proximidad de carretera, para este trabajo, **proximidad a Santa María**.



X_t , es el vector de características ambientales del entorno, en esta investigación, **grado de desertificación**.

Se construyó una regresión lineal de mínimos cuadrados ordinarios, de la siguiente forma:

$$\hat{Y}_i = \hat{\beta}_0 + \hat{\beta}_1(\text{superficie de las explotaciones}) - \hat{\beta}_2(\text{falt nutrientes}) - \hat{\beta}_3(\text{desert2}) - \hat{\beta}_4(\text{desert3}) - \hat{\beta}_5(\text{desert4}) - \hat{\beta}_6(\text{km}) \quad (1)$$

Dónde:

$\hat{Y}_i$ = precio de la ha agrícola con riego

$\hat{\beta}$ = los coeficientes de la regresión

Falta de nutrientes, fertilizantes y desert (desertificación), son variables *dummy*¹.

desrt2= indica grado de desertificación 2

desrt3= indica grado de desertificación 3

desrt4= indica grado de desertificación 4

Km= representa la distancia a Santa María.

El Planteo de Hipótesis para este método es:

$H_0: \beta_0 = 0$ (no hay relación lineal)

$H_1: \beta_0 \neq 0$ (al menos una variable independiente afecta a Y)

Para obtener el precio hedónico, se calculó la derivada parcial de la función seleccionada (1) que muestra como varía el precio de la tierra en relación al grado de desertificación más elevado, o sea 4, de acuerdo a la fórmula.

$$W_1 = \partial P / \partial \beta_5$$

El cálculo del precio hedónico se realizó para todos los estratos en su conjunto y para cada estrato en particular. Trabajos anteriores, muestran que es posible la correlación de variables provenientes de distinta estratos (.Piñeiro-Guerra *et al*; 2014)

Se calculó además la pérdida de la fijación de CO_2 como consecuencia de la deforestación.

Se realizó un análisis de imágenes satelitales para estimar la pérdida de bosque nativo en el departamento de estudio y evaluar en forma indirecta la pérdida de secuestro de carbono. Se utilizaron Imágenes Landsat 5 TM del mes de setiembre de 1997 y 2012 (GloVIS, USGS, 2011).

Para el proceso de clasificación se definieron 3 clases (Bosque, Bosque Ralo, No Bosque). Una vez obtenida las 3 clases se generaron los polígonos utilizando el módulo *Raster to Polygon* del software ArcGIS. Se estableció como unidad mínima a considerar 10000 m² (1 ha).

Para la constatación de las clases con la realidad se utilizó como información de respaldo mediciones de campo realizadas en 1997 por el Centro de Investigación y Aplicación a la Teledetección (CIATE), Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de Buenos Aires (FAUBA) y en 2012 en el marco de trabajo.

Para la elaboración de los mapas de ubicación, así como para las distintas referencias utilizadas se utilizó las capas vectoriales en formato *shapefile* del SIG 250 del Instituto Geográfico Nacional (2012). Con esta información se obtuvieron mapas de las has con bosque para 1997 y 2012.

Para calcular la pérdida de secuestro de carbono se transforman las ha en biomasa (Gaspari y Manghi, 2004). El coeficiente para transformar las has en biomasa, que se utiliza en este trabajo es el correspondiente al parque chaqueño, por ser una región con características similares a la cuenca bajo estudio. El coeficiente es de 139.341 t/ha (Gaspari y Manghi, 2004).

Para estimar el contenido de carbono de la biomasa, la misma se transforman en toneladas de carbono a partir de coeficiente 110.45 (Gaspari y Manghi, 2004).

El procedimiento para transformar el contenido de carbono de la biomasa en CO_2 fijado, según Manghi (comunicación personal, 2012) es a



partir del peso atómico de la molécula de CO₂, a partir de la siguiente conversión:

1 TN C = 3,66 TN de CO₂.

Una vez transformados las has en CO₂ se valorizó económicamente a partir del CER (Créditos de Carbono). Los valores económicos de los mismos se tomaron de la página <http://www.bluenext.eu/>, el 11 de enero de 2013.

El análisis de los resultados, se realiza analizando el sistema en su conjunto, a través de indicadores sociales, económicos, ambientales e institucionales.

3. Resultados

3.1. Construcción de indicadores sociales, ambientales e institucionales

Los indicadores seleccionados son los más representativos posibles de construir con la realización de las encuestas.

Composición familiar: el 53% de las mismas están compuestas por 5 y 6 miembros, los padres y dos, tres o cuatro hijos, sólo el 30% superan a los 8 miembros que habitan en el mismo hogar.

Nivel educativo: se constata que en el caso de los jefes de familia menores de 50 años, en su totalidad saben leer y escribir. En la mayoría de los casos no han especificado el grado de escolaridad, sólo el 16,25% han aclarado que finalizaron la secundaria y son los que han conseguido trabajo en la función pública y docencia. Los hijos de los encuestados han terminado toda la educación primaria y un 60% esta cursando o terminó la escuela secundaria;

sólo existen tres casos en los cuales los hijos se encuentran cursando estudios universitarios.

Salud: el 30% de las familias comentan que se han incrementado los problemas de salud a causa de los aspectos ambientales, aumentando los problemas respiratorios, tanto alergias como bronquitis, también se constató un aumento de las diarreas (datos de las encuestas y del hospital de Santa María, 2012). Este aspecto no se evaluó económicamente como una externalidad por la falta de datos.

Composición etaria: la frecuencia de las edades para todos los miembros que trabajan en el establecimiento es 4% entre 15-39 años, 73% entre 40 y 64 años y 23% de 65 a 84 años. Esto da un perfil de envejecimiento del trabajador rural e indica la falta de recambio, fruto del desinterés de las nuevas generaciones en este tipo de actividades (varias veces repetido por los encuestados).

La mano de obra es casi netamente familiar, contratándose trabajadores eventuales para las tareas de siembra y cosecha, a excepción de las dos empresas presentes en el área donde toda la mano de obra es asalariada.

Ingresos: el análisis de los ingresos se realizó a través del ingreso predial (ingreso proveniente de la venta de lo producido) y del ingreso familiar (que incluye además los ingresos extraprediales y subsidios), agrupándolos según el salario mínimo vital y móvil, correspondiente a agosto de 2012. Este análisis se aconseja en la bibliografía de análisis de unidades de producción pequeñas (Maccagno y Karlin, 2000). En la Tabla 1, presenta el porcentaje de productores, según su ingreso y por localidad.

Tabla 1. Porcentaje de los ingresos prediales, por rango de ingreso y por localidad

	San José	Loro Huasi	El Puesto	Las Mojaras	La Soledad	Chañar de Punco
Ingresos mensuales menores a un salario mínimo	28.57	21.43	60.00	75.00		
Ingresos mensuales iguales a un salario mínimo	0.00	7.14	20.00	12.50		



Ingresos mensuales mayores a un salario mínimo	71.43	71.43	20.00	12.50	100.00	100.00
--	-------	-------	-------	-------	--------	--------

Se observa que en la localidad de Las Mojaras y El Puesto presentan el mayor porcentaje con productores que poseen ingresos menores a un salario mínimo vital y móvil.

El 77% de los encuestados cuenta con algún ingreso proveniente de otras fuentes por lo que el nivel de ingresos se eleva al considerar los

ingresos extraprediales. El 5% de los productores cuenta con algún plan asistencial, sea nacional o provincial que le brinda un ingreso adicional. Es esta la razón por la cual se presenta el porcentaje de productores, por rango de ingresos prediales y extraprediales por localidad (Tabla 2).

Tabla 2. Porcentaje de los ingresos prediales y extraprediales, por rango de ingreso y por localidad

	San José	Loro Huasi	El Puesto	Las Mojaras	La Soledad	Chañar de Punco
Ingresos mensuales menores a un salario mínimo	28.57	0.00	40.00	62.50		
Ingresos mensuales iguales a un salario mínimo	0.00	21.43	40.00	0.00		
Ingresos mensuales mayores a un salario mínimo	71.43	78.57	20.00	37.50	100.00	100.00

Como se desprende de la Tabla 2, si bien Las Mojaras y El Puesto, presentan el mayor porcentaje con ingreso menores al salario mínimo, su porcentaje es menor que en la tabla anterior, producto de los ingresos provenientes de otras fuentes.

Otro aspecto importante que hace a la sustentabilidad, es evaluar los indicadores Línea de Pobreza e Indigencia. Para este caso se excluyeron dos de las encuestas (los dos empresarios) y el análisis se realiza sobre 39 encuestas que corresponden a los pequeños productores. Para este caso también se realizaron dos análisis: el ingreso predial y ingreso predial más ingresos extraprediales y subsidios por persona. Estos valores se

compraron con la canasta básica de pobreza e indigencia para el mismo momento en que se realizó la encuesta, agosto de 2012. La línea de pobreza cuando se consideran sólo los ingresos prediales indican que es del 20,51% en tanto la línea de indigencia es del 15.75%.

Si analizamos la línea de pobreza e indigencia, incluyendo los ingresos extraprediales y subsidios se observa un marcado descenso de la línea de pobreza a 7,69%, en tanto la línea de indigencia desciende a 2,56%.

Superficie de las explotaciones agropecuarias: menos del 47% de los encuestados cuentan con una superficie menor a la unidad económica. Por lo cual la mayoría de los productores realizan actividades de subsistencia. En la



muestra seleccionada, el 46,34% de los encuestados poseen menos de 5 ha, entre 5 y 10 el 32,50% y más de 10, el 19,51%.

El procesamiento de las encuestas indica que El Puesto, Loro Huasi y Las Mojarras presentan la mayor frecuencia en el rango de menos de 5 ha.

veces en la práctica, son sucesiones familiares indivisas en donde cada uno de los herederos maneja una sección de la finca como una unidad independiente, luego le siguen los medieros y por último los arrendatarios.

En cuanto a los rendimientos, se seleccionó el pimiento para pimentón, por ser el cultivo más representativo del área bajo estudio. En todas las localidades hubo una variación negativa del rendimiento de pimiento para pimentón, destacándose Loro Huasi, donde la variación

En cuanto a la tenencia de la tierra, los resultados indican que el 78,05% de los productores son propietarios, aunque muchas

fue negativa de 272,73%. Esto tiene relación con la escasa superficie que cuentan los productores de esta zona y con la mayor frecuencia de línea de pobreza y el aumento de grado de desertificación (ver más adelante).

Como consecuencia de la menor productividad de la tierra, lo que se evidencia en una disminución de los rendimientos, se aprecia que toda el área comenzó a utilizar mayor cantidad de fertilizantes, tal como lo muestra la Tabla 3.

Tabla 3 Utilización de Fertilizantes período 2002-2012

Área	Por has	
	2002 (kg)	2012 (kg)
San José	50	316
Loro Huasi	75	275
El Puesto	70	197,07
Las Mojarras	90,83	277,3
La Soledad	0	20
Chañar de Punco	0	20

Del procesamiento de las encuestas se muestra que el uso de fertilizantes aumentó el 97%, para los dos períodos analizados.

A partir de los datos obtenidos, se puede observar en la Tabla 4 para las distintas localidades bajo estudio, los problemas ambientales identificados por localidad para el año 2012.

Tabla 4. Porcentaje de problemas ambientales por tipo y por localidad

	Salinidad	Falta de Agua	E. Hídrica	E. Eólica	Falta de Nutrientes	Desertificación
San Jose	29%	57%	57%	57%	0%	0%



Loro Huasi	0%	100%	38%	13%	50%	0%
El Puesto	40%	70%	60%	80%	90%	10%
Las Mojarras	36%	57%	50%	43%	86%	7%
La Soledad	100%	0%	0%	0%	0%	0%
Chañar de Punco	0%	0%	100%	100%	0%	0%

Fuente: elaboración propia.

Los productores reconocen como principal problema el acceso del agua, máxima limitante para la producción. También advierten los problemas generados por la erosión eólica e hídrica. Llama mucho la atención que sólo un pequeño porcentaje identifique a la desertificación como un problema. Esto como se verá más adelante tiene relación con la escasa DAP para detener los procesos de desertificación, que presentan los encuestados.

Otro aspecto importante a destacar es que son pocos los productores que recibieron capacitación en temas ambientales, sólo el 5%.

Asociado a los problemas presentes en el área, el 90% de los productores considera que el área ha empeorado en los últimos 10 años.

3.2. Evolución del Grado de Desertificación

Se evaluó el grado de desertificación para el año 2012 con el objetivo de ver su comportamiento a través del tiempo y compararlo con un valor de referencia, se tomaron los datos de 1997, provistos por el CIATE, determinándose el grado

de desertificación de cada área seleccionada, siguiendo el mismo procedimiento para los dos años a fin de hacer comparable los resultados, siendo los componentes principales de esta evaluación la erosión hídrica, la erosión eólica y la presión antrópica, ya que son los factores determinantes de la desertificación y su comportamiento.

Para la definición del grado de desertificación se utiliza la nomenclatura de la Tabla 5 la cual se viene utilizando en el área bajo estudio.

Tabla 5. Grado de desertificación

Grado	Nomenclatura	Tn/ha/año
Ligero	1	< 10
Moderado	2	10-50
Grave	3	50-200
Muy grave	4	> 200

Fuente: Elaboración propia en base a Espoz Alsina *et al.*, 2002

De acuerdo a la metodología seleccionada, se obtuvieron los resultados del grado de desertificación para los años 1997 y 2013, tal como lo muestra la Tabla 6.



Tabla 6. Grado de desertificación por estrato

Área	Unidad Cartográfica	Tipo Suelo	Uso Predominante Suelo	Grado de desertificación 1997	Grado de desertificación 2012
1. San José	Relictos de bosques de Prosopis.	Typic Torriorthent con fase por pendiente (unidad pura).	Chacareros, producción agrícola intensiva.	2	3
2. Loro Huasi	Relictos de bosques de Prosopis.	Camborthid típico.	Chacareros, producción agrícola intensiva. Pastoreo intensivo.	1	2
3. El Puesto	Estepa arbustiva de Larrea divaricata.	Torripsament ústico 70% y Torriorthent típico 30%.	Agricultura intensiva. Pastoreo caprino extensivo. Desmonte indiscriminado	3	4
4. Las Mojarras	Bosque abierto de Prosopis alba y Prosopis flexuosa.	Camborthid típico (unidad pura).	Agricultura intensiva. Pastoreo extensivo. Desmonte.	3	4
5. La Soledad	Bosque abierto de Prosopis alba y Prosopis flexuosa.	Camborthid típico (unidad pura).	Agricultura intensiva. Vitivinicultura	1	1
6. Viñas del Chañar Punco	Relictos de bosques de prosopis	Torriorthent típico fase por pendiente.	Agricultura intensiva	1	2

Como se desprende de la tabla 7, los parajes en donde más ha aumentado el grado de desertificación han sido El Puesto y Las Mojarras en los que pasó de grave a muy grave, lugar con mayor frecuencia de pequeños productores y mayor porcentaje de pobladores con ingreso familiar y predial por debajo del salario mínimo vital y móvil.

Merece aquí relacionarse el grado de desertificación con la percepción de los problemas ambientales. Si bien los productores no identificaron la desertificación específicamente como un problema, sí enumeraron otros problemas asociados a la misma, siendo el El Puesto y Las Mojarras, donde más se perciben los problemas ambientales, es allí donde el grado de desertificación pasó de grave a muy grave.

En cuanto a San José la desertificación pasó de moderada a fuerte y es la que ocupa el tercer

puesto en cuanto a percepción de problemas ambientales.

Por otra parte el grado de desertificación aumentó en Loro Huasi, Fuerte Quemado y Viñas del Chañar de Punco, pasando de ligero a moderado. Esto demuestra que el área en general sufrió en los últimos años un avance en el proceso de desertificación.

Cabe destacar que La Soledad fue la única que no sufrió un aumento del grado de desertificación lugar donde se aplican prácticas de manejo sostenible de tierras (Corso *et al.*, 2011).

3.3. Métodos de valorización

En cuanto a la valorización por el método de los precios hedónicos, utilizando el programa SPSS se obtuvieron los coeficientes de la regresión lineal múltiple, quedando la función:



Precio por ha = $36708,463 + 34,112$ (tamaño de las explotaciones) – $1112,390$ (faltan nutrientes) – $844,359$ (desert2) – $433,040$ (desert3) – $6337,564$ (desert4) – $1036,469$ (km)

De acuerdo a los estimadores de la regresión múltiple en la simulación de forma lineal se observa que el modelo permite explicar el 97,3 % de la varianza del precio por hectárea del establecimiento. Las variables explicativas son todas significativas. Por otra la distribución normal de los residuos permite afirmar que respeta el supuesto de normalidad. Se puede demostrar que el precio de la hectárea del establecimiento varía positivamente con el tamaño de las explotaciones y negativamente con la falta de nutrientes, el uso de fertilizantes, la desertificación en sus distintos grados y con la distancia a Santa María.

Ampliando el análisis el R^2 ajustado muestra la proporción de la variación del precio de la hectárea es explicada en un 94,6%, demostrando que todas las variables utilizadas, tomando en cuenta el tamaño de la muestra se ajusta al conjunto de datos utilizados.

En cuanto al test de significancia global, Estadístico F arroja un resultado 99,31% y como una Probabilidad= 0,0000, implica que en conjunto las variables explicativas son significativas para explicar a la variable regresada. Con estos análisis se puede concluir que el modelo es sólido.

Para obtener el precio hedónico se calculó la derivada parcial, de β_5 o sea el nivel de desertificación 4.

$W_1 = \partial P / \partial \beta_5 = -6337,564$, esta variable indica que frente al mayor grado de desertificación, el precio por hectárea disminuye en \$6337,564.

El modelo de regresión lineal aplicada a los distintos estratos, muestra que para todos los casos el coeficiente de correlación es mayor al 75%, siendo los estratos donde la desertificación pasó de grado grave a muy grave, los que presentan R presenta los mayores valores: El Puesto 95% y Las Mojarras 90%.

Se valoró además la pérdida de secuestro de carbono como consecuencia de la deforestación en el departamento Santa María

El procesamiento de imágenes satelitales, permitió calcular las has con bosque nativo que había en el año 1997 y compararlas con las has correspondientes a 2012. Los datos se presentan en la Tabla 7.

Tabla 7. Superficie de bosque nativo para los dos períodos analizados

Clase	1997 (ha)	2012(ha)
Bosque	841.79	617.985
Bosque Ralo	910.885	735.57

Fuente: Elaboración propia en base a Imágenes Landsat TM R 6 B 4 5 3, provistas por el IGN

Siguiendo la metodología descripta, las hectáreas deforestadas, se transformaron en biomasa en t/ha y posteriormente se transformaron en toneladas de carbono. Posteriormente estas últimas se transformaron en CO_2 equivalente, que es la forma en que se miden las emisiones de GEI. Los resultados se presentan en la Tabla 8 y 9.

Tabla 8. Resultados de superficie de bosques, biomasa y CO_2 fijado para los años 1997-2012

1997			2012		
Superficie (ha)	Contenido de carbono (t)	Equivalente CO_2 (t)	Superficie (ha)	Contenido de carbono (t)	Equivalente CO_2 (t)
1752.7	193582.9	708513	1353.6	149500.2	547170.5

Tabla 9. Diferencia de superficie de bosques, biomasa y CO_2 fijado entre 1993-2011

1997-2012			
Superficie (has)	Biomasa (t)	Contenido de Carbono (t)	Equivalente en CO_2 (t)
-399.12	-55613.8	-44082.8	-161343



Del análisis de los datos de la Tabla 9, se observa que entre ambos períodos se ha perdido en el área bajo estudio un 22,77% de cobertura de bosques nativos.

Las pérdidas equivalentes en CO₂, se valorizaron económicamente, lo cual significa una pérdida de \$/año 978,690.88 para todo el departamento, lo que representa un valor de \$ 2452,12 \$/ha/año

3.4. Integración de los resultados

A partir de los resultados obtenidos, se realizó un análisis integrado de los mismos a partir del sistema socioecológico, donde se integran los distintos indicadores para entender el sistema en su conjunto.

Se expresa, que la valorización económica, realizada con el instrumental de la economía neoclásica, se utiliza en este análisis como un indicador más.

Comenzando el análisis por el subsistema ambiental, se observa que para todos los estratos analizados, excepto para La Soledad, ha aumentado la desertificación para el período analizado. Como el proceso de degradación implica la disminución de la capacidad productiva de los suelos, se evidencia una pérdida de fertilidad, medido a través de un proxy, la disminución de los rendimientos del principal cultivo en el área, pimiento para pimentón.

La mayor degradación del ambiente, se interrelaciona con el subsistema social, con una mayor presencia de enfermedades que pueden asociarse con aspectos ambientales tales como enfermedades respiratorias y de origen hídricos.

El subsistema social presenta como consecuencia de la mayor degradación, dos aspectos relevantes. Existe un alto porcentaje de la población con edades mayores de 40 años, lo que indica que la población más joven migra en busca de mejores oportunidades.

En cuanto a la pobreza e indigencia, se observa que si se consideran sólo los ingresos provenientes del predio, hay un alto porcentaje

de la población que vive debajo de la línea de pobreza e indigencia. Si se incluye el ingreso extrapredial (trabajos fuera de la explotación, subsidios), la pobreza disminuye un 37%, en tanto la indigencia se reduce en 17%.

Analizando el subsistema institucional, se observa que la implementación de la Ley 22.702, fue un factor que tuvo importantes efectos en todo el sistema analizado, tales como el aumento de la deforestación y consecuentemente el aumento de la desertificación y la disminución de la productividad.

Se observa además que los productores del área, han recibido poca capacitación en temas ambientales, no percibiendo a la desertificación como un problema.

De la interrelación entre el subsistema social e institucional, cabe destacar el tamaño de las explotaciones agropecuarias, ya que aproximadamente el 47% de los productores posee superficie menores a la unidad económica, factor que incide en los ingresos.

El indicador deforestación, ubicado en este marco conceptual en la interrelación entre el subsistema institucional e económico, muestra una pérdida de bosques nativos de 22.77%, lo que traduce en mayores emisiones de CO₂ desde el sistema.

En el subsistema económico, merece destacarse que considerando el valor económico total de la desertificación, las pérdidas que se producen representan el 2.4% del PBG. Estas pérdidas obedecen a la pérdida del valor de la tierra, a las pérdidas económicas como consecuencia de las mayores emisiones de CO₂ del sistema y a la disposición a pagar de los productores para detener los procesos de degradación.

Otro indicador del subsistema económico importante a tener en cuenta es el nivel de ingresos, donde el 45% de los productores no alcanza a cubrir un salario mínimo vital y móvil.

Como se desprende de lo arriba enunciado, es necesario realizar un análisis donde el sistema



económico no se considere como un sistema cerrado, sino compuesto por diversos subsistemas los cuales interactúan entre sí, de manera que lo que ocurre en uno de ellos afecta

a los otros. Para este caso todos influyen sobre un problema ambiental que ocurre en departamento Santa María, el aumento de la desertificación, como lo muestra la Figura 1

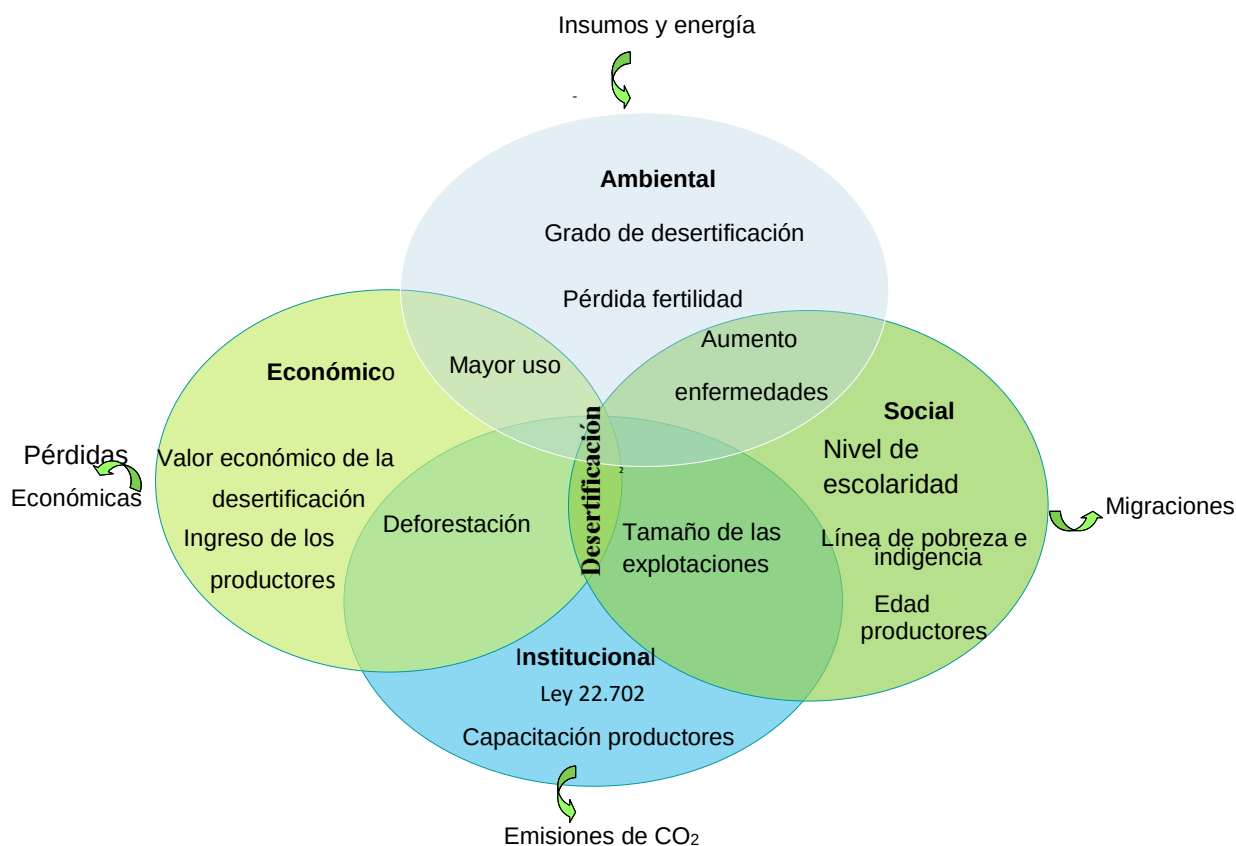


Figura 1: Análisis integrado de los resultados obtenidos

4. Conclusiones

Este trabajo integra aspectos de la EE y EA. Se observa a lo largo del desarrollo de este trabajo que sin una cuantificación económica de la desertificación y su análisis integrado sería poco probable realizar un análisis de todo el sistema

Según Naredo (2001), el análisis económico convencional, no alcanza para dar cuenta del deterioro que ocasiona el proceso económico sobre el patrimonio natural, siendo necesario ampliarlo. Un aspecto innovador desde el punto de vista metodológico, es presentar nuevas formas de abordar las interacciones hombre – naturaleza, a través de un análisis sistémico, tal



como el propuesto por la EE, donde los métodos de valorización (enfoque netamente neoclásico), son sólo un aspecto más de la evaluación del sistema total. Esto es un acercamiento entre las disciplinas EA y EE.

Los resultados obtenidos en este trabajo, muestran que la cuenca presenta en los últimos años un aumento de la desertificación (sólo en un estrato no avanzó la desertificación). Además puede observarse el alto valor económico que representa la pérdida por desertificación.

Quedó también demostrada la importancia de las emisiones de CO₂, de la cuenca, que representan el 0,14% de las emisiones del país como consecuencia de los procesos de deterioro ambiental que se han producido en la zona.

En cuanto a la valorización económica a través de los precios hedónicos, realizando un análisis de las variables más pertinentes, resulta un método sencillo de aplicar.

Una limitación de la metodología aplicada, es que no capta toda la pérdida de servicios ecosistémicos. La deforestación no sólo

produce pérdidas en la fijación de CO₂, sino que se producen pérdidas en la biodiversidad. Habida cuenta que no existe a la fecha un Inventario Nacional de Biodiversidad y que tampoco se han conseguidos datos zonales, este servicio ecosistémico no se de evaluó, con lo cual se deja claro que se tomó la pérdida de fijación de CO₂ de la bosques como pérdida de servicio ecosistémico, reconociendo que no es la única pérdida, razón por la cual deberían seguir profundizándose los estudios en el área bajo estudio a los fines de poder contabilizar todas las pérdidas de estos servicios.

Como se desprende de los resultados de trabajo es necesario realizar un análisis integrado de la desertificación, integrando aspectos ambientales, económicos, sociales e institucionales, para ver si la cuenca recorre un camino la sostenibilidad.

Por lo descripto anteriormente, el Departamento Santa María, requiere de urgentes medidas integrales para detener el avance de la desertificación y mejorar la calidad de vida de la población, fin último del desarrollo sustentable.

Bibliografía

Abraham, E.; Montaña y E; Torres, L. (2006). Desertificación e Indicadores: Posibilidades de Medición integrada de fenómenos complejos. *Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales* ISSN: 1138-9788. Vol X, 24.

Abraham, E; Corso M.L y Maccagno, P. (2011). Tierras secas y desertificación en Argentina. FAO (2011). *Evaluación de la Desertificación en Argentina*.

Azqueta Oyarzum, D. (2002). *Introducción a la Economía Ambiental*. Mc Graw Hill/ Interamericana de España, S.A.U. Madrid.

Corso, M.; Navone S; Pietragalla, V.; Bossio, M. y Maggi, A. (2011). Variación de la desertificación en la Cuenca del Río Santa

María, Catamarca. *Rev. Facultad de Agronomía UBA*, 31 (3), 213-221.

Caeiro, R. (2008). Análisis de las Transformaciones del Sector Agropecuario de la Provincia de Catamarca (Argentina) a Raíz de la Implementación de la Ley 22.702 de Desarrollo Económico:

Efectos Territoriales e Institucionales en el Sistema Olivar. *Extraído el 2 de octubre de 2012 de*

<http://helvia.uco.es/xmlui/bitstream/handle/10396/945/9788478019588.pdf?sequence=1>

Cherni; J. (2001). Medio ambiente y globalización: desarrollo sustentable modernizado. *Economía y Desarrollo*. N° 2. Vol 129: 193-213.



Cristeche, E y Penna, J. (2008). Métodos de valorización económica de los servicios Ambientales. Estudios Socioeconómicos de la Sustentabilidad de los Sistemas de Producción y de los Recursos Naturales. *Documento de trabajo N° 3*. Ediciones ISSN 1851-6955. INTA.

Gallopin, G. (2003). Sostenibilidad y desarrollo sostenible: un enfoque sistémico. División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos. *Serie Medioambiente y desarrollo*. CEPAL. Naciones Unidas. Santiago de Chile. Chile.

Gasparri, I. y Manghi E. (2004). Volumen, biomasa y contenido de carbono de las Regiones Forestales Argentinas. Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal. Dirección de Bosques. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Buenos Aires, Argentina. *Extraído el 2 de octubre de 2012 de* http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/UMS/EF/File/volumen_biomasa_carbono.pdf

Hartley Ballester, M. (2008). Economía ambiental y economía ecológica: Un balance crítico de su relación. *Economía y Sociedad*, 33 y 34, Enero – Diciembre de 2008: 55 – 65.

Introcaso R M y Navone S. M (2006). Organización de los Comuneros y Productores de los Valles Calchaquies contra la Desertificación y Emigración. *Extraído el 17 de septiembre de 2012 de* http://www.filo.unt.edu.ar/centinti/cehim/jornadas_antrop/organizacion%20de%20los%20comuneros%20y%20productores%20de%20los%20valles%20calchaquies.pdf.

Kurincic G. (2001). *Estadística. Herramientas de Inferencia*. ISBN: 987-985-40-5-5. Ediciones Cooperativas. 419 p.

Maccagno, P; Navone, S; Trebino, H. Evolución del grado de desertificación y su relación con los aspectos socioeconómicos en la cuenca del río Santa María, Catamarca, Argentina (2015). *RIA. Revista de Investigación Agropecuaria*. Vol.41, n.3, pp. 298-308

Maccagno P y Karlin U. (2000). "Construcción y Evaluación de un Índice de Desertificación en

Poblaciones rurales del Chaco Árido". *Seguimiento y Evaluación del Manejo de los Recursos Naturales*. ISBN: 956-7215-15-4. Chile, 305-360.

Maggi, A y Navone, S. (2011) Sitio Piloto en la Región de la Puna. En FAO (2011) *Evaluación de la Desertificación en Argentina*. Resultados del Proyecto LADA/FAO

Martínez Alier, J. (1998). Curso de Economía Ecológica. Serie de Textos Básicos para la formación Ambiental N° 1. *Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Oficina Regional para América Latina y El Caribe*. ISBN: 968-7913-03-7. México

Naredo, J. M (2001). Economía y sostenibilidad: la economía ecológica en perspectiva, *Revista On-Line de la Universidad Bolivariana*, Vol. 1 N° 1.

Navone, S.; Introcaso, R. y Renzi, E. (2001). La desertificación y su control en Valles del NOA. *Revista de la Facultad de Agronomía*. Vol 2-3: 22-30

Navone, S; Espoz-Alsina, C., Maggi, A e Introcaso, R. (2002). Monitoreo de la desertificación en los valles semiáridos del noroeste argentino: Desarrollo de un Sistema de Información Geográfica empleando indicadores biofísicos y socioeconómicos. *Revista de Teledetección* N° 18, 5-19.

Navone, S; Bargiela, M.; Maggi, A. y Movia, C. (2006). Indicadores Biofísicos de Desertificación en el Noroeste Argentino: Desarrollo Metodológico. *Indicadores de Desertificación para América del Sur*.

Piñeiro-Guerra, J; Fagúndez-Pachón, C; Oesterheld, M y Arim M. (2014). Biodiversity-productivity relationship in ponds: Community and metacommunity patterns along time and environmental gradients. *Austral Ecology* Volume 39, Issue 7, pages 808–818, November 2014.

SECRETARÍA DE AMBIENTE Y DESARROLLO SUSTENTABLE. 1994. Programa de Acción Nacional de Lucha contra



la Desertificación-PAN. Extraído de el 20
septiembre 2012
<http://www.ambiente.gov.ar/?idarticulo=463>.

TINEO, ALFREDO. 2005. Estudios
Hidrogeológicos del Valle del Río Santa María -
Provincia de Catamarca Extraído de el 20
septiembre 2012
<http://insugeo.org.ar/publicaciones/docs/scg-20-0-00.pdf>



Percepción social de los servicios ecosistémicos en la microcuenca El Padmi, Ecuador

Gabriela Carolina Villamagua Vergara

Proyecto: Evaluación del potencial de los servicios ecosistémicos de la microcuenca El Padmi, Zamora Chinchipe-Ecuador, Dirección de Investigación, Universidad Nacional de Loja, Ecuador.
Avenida Pio Jaramillo Alvarado, Loja, EC 110103.

g_villamagua@yahoo.com

Resumen

Entender cómo los actores locales se relacionan con los ecosistemas y cómo estos valoran los servicios que obtienen a través de diversas actividades, es una tarea que se reconoce como esencial para formular estrategias de manejo que beneficien tanto los medios de vida locales como la conservación del entorno. Este estudio fue realizado en una microcuenca de la Amazonía Sur de Ecuador y tuvo como objetivo conocer la percepción social de los servicios ecosistémicos que presta la microcuenca El Padmi. A través de 53 entrevistas en los hogares, se identificó los servicios ecosistémicos mayormente percibidos, los de mayor valor de importancia y los factores que influyen la percepción de estos servicios, así como las percepciones de cambio en los ecosistemas y sus impulsores. Se identificaron 12 servicios predominando la percepción social de los servicios ecosistémicos de provisión, seguidos por los de regulación y culturales, siendo los más importantes los servicios de agua para consumo, materia prima y producción de alimentos. Factores como la educación, género, edad y lugar de residencia inciden en la percepción de los servicios ecosistémicos. El 96% de los entrevistados perciben cambios en los ecosistemas de la microcuenca, en mayor o menor grado, siendo la tala ilícita y el pastoreo, las principales causas de degradación de los mismos.

Palabras claves: biodiversidad, agua para consumo, valoración social, bosque húmedo tropical, sistema socioecológico.

Abstract

Understanding how local actors relate to ecosystems and how they value the services obtained through various activities is a task that is essential to formulate strategies for the sustainable management of ecosystems. This study was accomplished in an Amazon basin in South of Ecuador and aimed to explore the social perceptions of ecosystem services in the El Padmi watershed. A survey was done with 53 households, to investigate which ecosystem services are the most frequently perceived by the people, which are the most relevant and also, which socio-economic factors influence these perceptions. In addition, the changes in the El Padmi basin ecosystem were studied. There were identified 12 types of ecosystem services and the human preferences toward ecosystem services focus first on provisioning services, followed by regulating services, and finally, on cultural services. The most important perceived benefits were: drinking water provision, wood raw material and food production. Education, gender, age and place of residence are variables that influenced the social perception. The majority (96%) of the responses perceived the ecosystems to be degrading, to greater or lesser degrees. Grazing and illicit logging were identified as the main cause of degradation.

Keywords: biodiversity, water consumption, social valuation, tropical humid forest, socio-ecological system.

JEL Codes: Q25, Q57, Q58



1. Introducción

El bosque húmedo tropical de la Amazonía Ecuatoriana, ubicado en la parte occidental de la cuenca del Amazonas, caracterizado por un alto grado de endemismo y riqueza de especies que generan un flujo variado y diverso de servicios a la sociedad, siendo los más críticos aquellos relacionados con el aprovisionamiento de agua y de soporte de las actividades socioeconómicas de la población; requiere de acciones para su conservación. Contienen el 10% de las especies de plantas que existen en el planeta y el 18% de las especies de aves; así como el mayor potencial hídrico del Ecuador (88%) (Barthlott et al. 2007, CEPAL 2012, Gentry 1988, Neill y Ollgaard 1993, Orme et al. 2005).

La gran diversidad de plantas, animales y microorganismos que albergan estos bosques ofrece una gama enorme de alimentos, fuentes energéticas, materiales de construcción, medicinas, especies ornamentales o de importancia ceremonial a las poblaciones humanas; y contribuyen en funciones claves del planeta como la regulación climática e hidrológica (Balvanera 2012).

Los beneficios que la humanidad obtiene de los ecosistemas se denominan servicios ecosistémicos (SE). Se clasifican en servicios de aprovisionamiento (productos obtenidos de los ecosistemas), regulación (beneficios obtenidos de la regulación de procesos en los ecosistemas), culturales (beneficios no materiales obtenidos de los ecosistemas), y de soporte (necesarios para la producción de los otros servicios) (MEA 2003).

El concepto de SE permite explicitar la interdependencia del bienestar humano y el mantenimiento adecuado de los ecosistemas (Balvanera 2012, MEA 2003, TEEB 2010). Esta percepción puede apoyar significativamente la generación de políticas locales y la administración pública (TEEB 2010). Por tanto, el concepto de servicios de los ecosistemas implica necesariamente trabajar de manera conjunta con los ecosistemas y los sistemas sociales (Martín-López 2013).

Diferentes estudios reconocen que la evaluación de los SE debería incorporar la valoración ecológica, social y económica para contar con una visión más integrada de los SE para la formulación de estrategias más sustentables de manejo; sin embargo, existe mucha literatura sobre la cuantificación de los SE y relativamente poca sobre la valoración de los SE desde el punto de vista social. La mayoría de estudios se restringen a análisis de factores biofísicos y económicos, dejando de lado la valoración social (De Groot et al. 2010, Martín-López et al. 2012).

Los SE pueden ser modificados por las diferentes percepciones, intereses y valores, de allí que contar con estudios de percepción social de los SE permite entender que existen diferentes actores en el territorio que perciben los SE de forma diferenciada, que factores como edad, género, educación, estilos de vida, lugar de residencia (urbano, rural) y diferentes conocimientos del ecosistema influyen en la percepción de los SE; y que la percepción de los SE es consecuencia también del tipo de estrategia de manejo utilizada (Martín-López et al. 2012).

La visualización de los SE basados en la percepción social (identificación, importancia, percepción del cambio en los SE y sus impulsores), puede servir como herramienta de planificación para identificar los impactos de las diferentes opciones de manejo sobre la capacidad de producir SE; y como insumo en los procesos de toma de decisiones (Martín-López et al. 2012).

Adicionalmente, estudios que impliquen conocimiento y datos sobre el componente social de los SE a nivel local sirven para complementar estadísticas nacionales y bases de datos que compilan información sobre SE; ya que muchos servicios de regulación y culturales son difíciles de medir o modelar, a cualquier escala y no son regularmente reportados (Tallis et al. 2012).

El objetivo de este trabajo fue conocer la percepción social de los servicios ecosistémicos que provee una microcuenca amazónica al bienestar humano, conceptualizando a la cuenca como socio-ecosistemas, es decir, un sistema que integra la perspectiva ecológica, social y económica



debido a la fuerte interacción milenaria entre las sociedades y el medio natural (García Latorre et al. 2001, Moberg y Galaz 2005, Olsson y Folke 2001, Ostrom 2009).

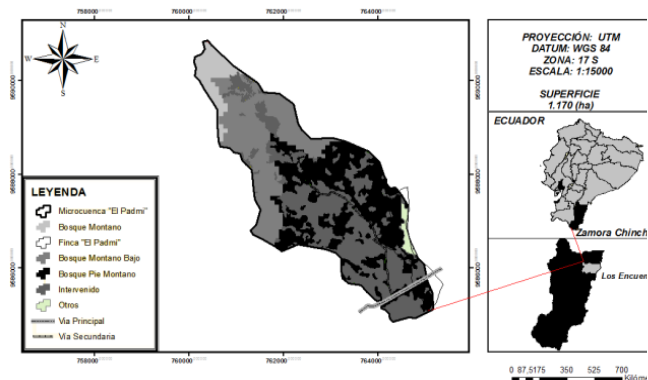
Para cumplir dicho objetivo, el presente estudio 1) identifica los SE que la microcuenca entrega a la sociedad con base a los beneficios que genera, 2) analiza la importancia que asigna la gente a los diferentes servicios ecosistémicos por categorías (provisión, regulación, cultural y soporte) y los factores esenciales 3) que afectan la forma de percibir los SE por la gente; y 4) analiza las percepciones de cambio en los SE y sus impulsores. o deste paper.

2. Materiales y métodos

2.1. Área de estudio

La microcuenca El Padmi (MEP) está ubicada en el barrio El Padmi, en el corredor fluvial Zamora - Yacuambi a 5 km al norte de la parroquia Los Encuentros, cantón Yanzatza, provincia de Zamora Chinchipe, Ecuador. Ocupa una superficie de 1.170 hectáreas y tiene un rango altitudinal de 775 a 2.200 msnm; en cuya gradiente se encuentran tres tipos de ecosistemas: Bosque siempreverde piemontano, Bosque siempreverde montano bajo y, Bosque siempreverde montano de las Cordilleras Cóndor-Kutukú (MAE 2012). Geográficamente se encuentra entre las siguientes coordenadas UTM: 9 16 584 846 y 9 590 108 N 760 121 y 765 165 (Figura 1).

Figura 1. Ubicación y ecosistemas de la microcuenca El Padmi, Ecuador



La temperatura media anual es de 23 °C en la parte baja de la MEP (775-1.200 msnm). Por efecto de la altitud, se estima que la temperatura en la parte media de la cuenca (1.200-1.900 msnm) sería menor en aproximadamente 2,8 °C a la registrada en la parte baja. La precipitación anual es de 2.000 mm/año.

Existen 76 familias en la MEP, el tamaño promedio de los hogares fue de cinco miembros. Ocupaciones de la población: 36% en el sector de servicios (enfermera, mantenimiento vial, soldador, chofer, maestros, etc.), agricultura (18%), actividades agropecuarias (14%), comercio (8%) y economía del cuidado (24%). En cuanto a educación, el 60% de la población terminó la primaria, el 16% finalizó la secundaria, el 14% no cursó ningún tipo de estudios, el 8% no culminó la primaria y tan solo el 2% tiene estudios superiores. El tamaño promedio de parcela o chacra es de 10,68 ha, área que es utilizada principalmente para ganadería de leche (63%), bosque (29% principalmente en la parte media y alta de la microcuenca) y agricultura de subsistencia (8%). Más de la mitad de las personas entrevistadas (57%) no cuentan con parcelas propias, tan solo el 33% de la población cuenta con parcelas propias, el 4% arrienda, el 2% tiene parcelas en préstamo y el 4% restante cuenta con solares propios.

2.2. Muestreo y recolección de datos

La MEP fue seleccionada debido a que es un área representativa de las actividades socioeconómicas de la Amazonía Sur del Ecuador y por encontrarse inmersa en el Corredor Biológico Podocarpus – Yacuambi, que a su vez pertenece a la Reserva de Biósfera Podocarpus – El Cóndor declarada por la Unesco en 2007 debido a su diversidad de comunidades vegetales y animales.

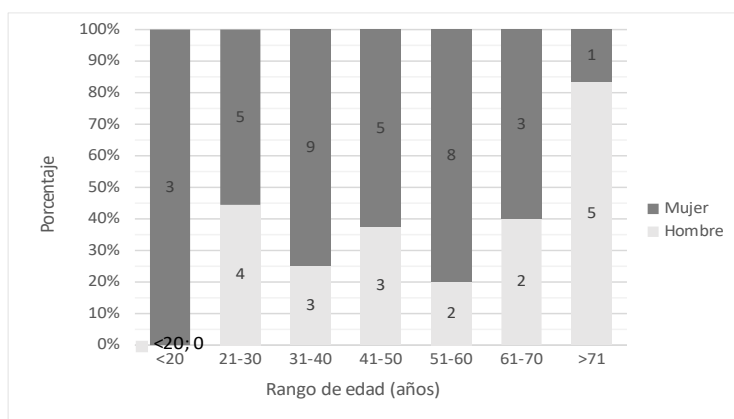
Los datos fueron recolectados a través de entrevistas semiestructuradas. La entrevista fue diseñada para aplicarse a los 76 hogares de la microcuenca, sin embargo, existieron familias que se rehusaron participar de la entrevista, y en otros casos, hubo incompatibilidad de horarios para su realización, siendo visitadas las familias hasta



en tres ocasiones. Siempre que fue posible, la cabeza de cada hogar fue examinado y se aplicó al 70% de los hogares de El Padmi, correspondiente a 53 personas (19 hombres y 34 mujeres). La población fue restringida a individuos mayores a 15 años debido a que es el grupo poblacional que tiene mayor contacto con el uso y manejo de los recursos naturales en la zona. Las entrevistas se realizaron en el segundo trimestre de 2014.

En la Figura 2 se presenta las características de la población entrevistada por sexo y edad. El rango de edad de las personas entrevistadas fue de 17 a 86 años, con una edad promedio de 46 años.

Figura 2. Características de la población entrevistada



Las entrevistas fueron realizadas por estudiantes del Quinto Año de Carrera de Ingeniería Forestal de la Universidad Nacional de Loja, bajo la supervisión de la autora, quienes tenían experiencia previa en aplicación de entrevistas de medios de vida y a quienes se dio una serie de instrucciones y recomendaciones para aplicar el cuestionario en campo.

Las entrevistas incluyeron una mezcla de preguntas abiertas y cerradas, para tener un mejor acercamiento a las actitudes, opiniones o preferencias de las personas entrevistadas. A las personas entrevistadas se les pidió que enumeren libremente cualquier beneficio que ellos y sus familias obtienen de la MEP y cómo los utilizan, así como la percepción de disponibilidad de recursos. También se les

presentó ejercicios de ranqueo, que consistían en listas de servicios que fueron respondidas y organizadas de acuerdo a la percepción de valor, para la identificación de servicios no tan visibles.

En la entrevista también se incluyó la frecuencia de uso y las diferentes posibles razones de la preferencia dentro del tema uso y preferencia; la opinión sobre ciertas características de los productos (cantidad y calidad de agua: Muy poca, Poca, Regular, Suficiente, Abundante).

En las preguntas sobre el valor de importancia de los SE, que fue hecha en función a los SE identificados previamente, se les pidió a los entrevistados para asignar puntos de 1 a 5, siendo 5 el mayor puntaje, que indican la importancia relativa que se les da a los servicios derivados de las categoría, creando de este modo medida numérica ordinal de la importancia que los individuos indicaron para cada servicio. Posteriormente se unifico las frecuencias de importancia para determinar el nivel de importancia por categoría de servicio.

Los cuestionarios fueron estructurados en cuatro secciones: 1) información acerca de los servicios ecosistémicos potencialmente entregados por los ecosistemas de la MEP, 2) la percepción de la importancia acerca de los SE para el bienestar de las personas del área, 3) la percepción de cambio en los SE y sus impulsores, y 4) características socioeconómicas que incluyó puntos como sexo, edad, ocupación, nivel de ingresos, composición del hogar, empleo, uso de la tierra, entre otras.

2.3. Análisis de datos

Para la sistematización y análisis de datos se utilizó inicialmente, la metodología de análisis de contenido descrita por Bardin (1988). Se realizó un análisis tabular de las preguntas cerradas y abiertas, sobre las cuales fueron construidas categorías analíticas, buscando respetar las categorías nativas (espontáneamente expresadas por los entrevistados), como medio de revelar mejor la frecuencia de las ideas. En el caso de preguntas con la expresión "otro (especifique)", las respuestas que ocurrieron



con alta frecuencia se tomaron en cuenta para abrir nuevos valores de la variable e incluirlas en las tablas de frecuencia. También se usó los porcentajes de respuestas, en relación al total respondido.

3. Resultados

3.1. Servicios ecosistémicos percibidos en la MEP

La percepción social de los servicios de aprovisionamiento fue la predominante (50% de los servicios mencionados) seguido por la de regulación (25%), culturales (16,67%) y de soporte (8,33%) (Tabla 1). Los más mencionados fueron leña y agua para consumo, seguido de madera para construcción, provisión de plantas comestibles y aire puro. Otros servicios que se perciben aunque en menor medida por la población son: protección del suelo, la sombra proporcionada por los árboles para ganado, refugio de vida silvestre, provisión de animales comestibles y no comestibles, recursos ornamentales, la tranquilidad y rituales. Adicionalmente, la purificación del aire y la producción de agua son procesos que la población entrevistada los relaciona principalmente con la presencia de vegetación.

Tabla 1. Servicios ecosistémicos percibidos en la MEP

Servicios del ecosistema	Descripción	f (%)
<i>Servicios de soporte y estructura</i>		
Hábitat	Refugio de fauna	2,44
<i>Servicios de regulación</i>		
Regulación de gases	Aire puro	14,63
Regulación de clima	Sombra para el ganado	2,44
Retención de suelo	Protección del suelo	4,88
<i>Servicios de provisión</i>		
Provisión de agua	Agua para consumo	17,07
Provisión de alimentos	Provisión de plantas comestibles	14,63
	Provisión de animales comestibles	2,44
Provisión de materia prima	Madera para construcción	14,63
	Leña para combustible	19,51
Provisión de recursos ornamentales	Plantas ornamentales	2,44
<i>Servicios culturales</i>		
Espirituales y de recreación	Rituales	2,44
	Tranquilidad	2,44

En servicios de provisión de materia prima (madera para construcción, leña, fibras,

postes) y alimentos (agricultura de subsistencia, y animales de caza), las personas entrevistadas identificaron un total de 42 especies de plantas más utilizadas: 19 especies maderables, 5 especies alimenticias y 18 productos forestales no maderables – PPFNM. El porcentaje de árboles, arbustos y hierban identificados cubre el 76, 7 y 17%, respectivamente. El 51% de las personas entrevistadas mencionaron que se proveen de madera para la construcción del bosque, un 13% se abastece de alimentos y otro 13% hace uso de los recursos medicinales del bosque. El 23% de la población entrevistada suele recolectar una cantidad limitada de leña del bosque para cocer granos. Estos resultados muestran una marcada dependencia de la población del servicio de aprovisionamiento de materia prima (construcción y combustible) que presta la MEP, en particular de las especies forestales maderables; así como el conocimiento de su medio.

En cuanto a la provisión de alimentos por medio de la caza de animales, las personas entrevistadas identificaron 11 especies de fauna, de las cuales nueve fueron mamíferos, un reptil y un ave. De los nueve mamíferos ocho son utilizados como comestible, dos para comercializar, dos como medicinales, y uno como mascota. Los mamíferos se mencionaron con mayor frecuencia (82% de las respuestas) en función al servicio que prestan: provisión de carne.

En cuanto a la calidad del agua para consumo humano, la mayoría de la población la percibe como de regular a buena calidad, porque es captada directamente de una naciente, la cual está cubierta de vegetación; sin embargo no llega a ser excelente porque persisten problemas en el tratamiento del agua, las lluvias intensas incrementan la turbiedad del agua que llega a la viviendas debido al lavado y arrastre de partículas del suelo de la parte alta de la microcuenca aguas abajo. También mencionan que en los meses de veranillo (octubre, noviembre) la cantidad de agua disminuye, su movilidad es menor promoviendo la aparición de bacterias en los sedimentos que trae el agua ocasionando problemas de color y sabor. Ninguna de las



personas entrevistadas califico la calidad de agua como muy mala.

Como se observa en la Tabla 2 sobre la cantidad de agua, la tendencia en las respuestas es de regular a suficiente, la población entrevistada menciona que cuentan con agua suficiente para uso doméstico (beber, cocinar, aseo personal, lavar la ropa, limpieza de la casa), que en general la cantidad se mantiene casi todo el año por las lluvias intensas, por la presencia de bosque alrededor de la fuente y a lo largo de la quebrada grande; y en caso de disminución por el veranillo, se puede hacer uso de fuentes de agua alternas. Como problemas mencionan que el suministro de agua en El Padmi llega a 71 de las 76 familias. Sin embargo, esto es más un problema de orden administrativo y no un indicador del deterioro del SE, es decir, el servicio de abastecimiento de agua cubre la demanda de todas las familias de la MEP, sin embargo existen cinco familias que se niegan a tarifar el servicio domiciliario de agua y en su lugar usan agua de fuentes alternas, no necesariamente seguras para consumo humano.

Tabla 2. Percepción de la calidad y cantidad de agua para consumo humano

Cantidad de agua	Opinión (%)	Calidad de agua	Opinión (%)
Muy poca	7	Muy mala	0
Poca	15	Mala	48
Regular	38	Regular	35
Suficiente	38	Buena	13
Abundante	2	Excelente	4
Total	100		100

3.2. Importancia de los servicios ecosistémicos en la MEP

Los servicios ecosistémicos de la MEP percibidos por la población, en orden de importancia, fueron: agua para consumo humano, materia prima (madera para construcción, leña, fibras, postes) alimentos (agricultura de subsistencia, y animales de caza); y regulación de la calidad del aire. Se

mantiene la tendencia, los tres primeros pertenecen a la categoría de servicios ecosistémicos de provisión; y el cuarto a los de regulación. La diferencia más notoria con la lista anterior de SE es que se prioriza el agua para consumo sobre la materia prima debido a su alta frecuencia de uso o disfrute (Figura 5). El 77% de las personas entrevistadas perciben a la MEP como una importante base de recursos locales de subsistencia y desarrollo económico (Figuras 3 y 4). Ninguna de las personas entrevistadas los clasifico como nada importante.

Figura 3. Grado de importancia de SE que presta la MEP para las personas entrevistadas

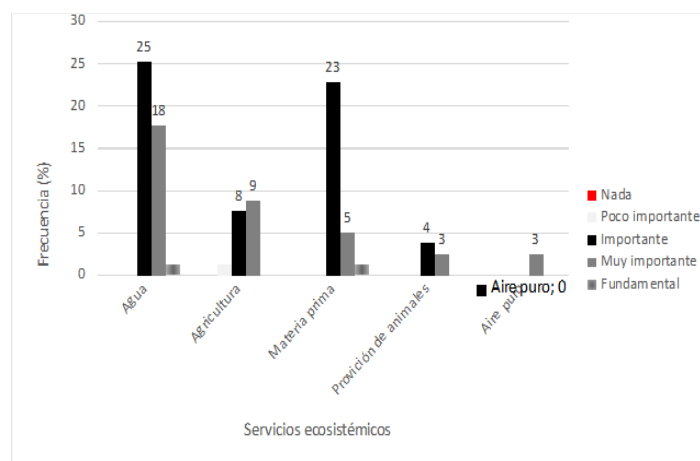
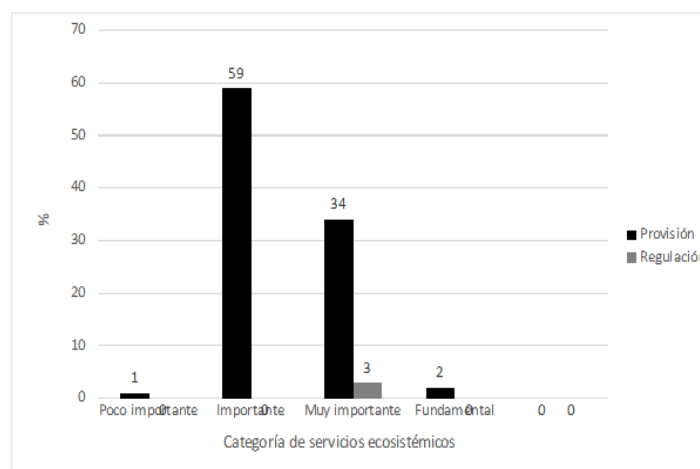


Figura 4. Grado de importancia para categorías de SE que presta la MEP

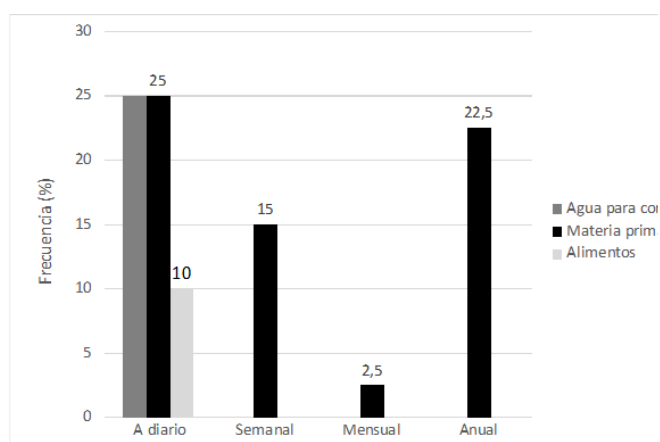




3.3. Frecuencia con que se usan o disfrutan los servicios ecosistémicos

La población entrevistada únicamente identificó tres servicios de aprovisionamiento con relación al tipo y frecuencia con que se usan o disfrutan estos. Agua para consumo y alimentos (agricultura de subsistencia y caza de animales) se utilizan a diario; mientras la provisión de materia prima (productos forestales y no forestales) tiene frecuencias de uso durante todo el año (Figura 5). Por ejemplo, a diario y semanalmente se utiliza leña como combustible para cocer granos y en algunos casos para preparar el alimento para el ganado porcino; mientras que anualmente se obtiene del bosque madera para remplazar vigas y postes viejos. Mensualmente, hace referencia a la recolección de frutos dependiendo de la época de fructificación y en algunos casos recursos medicinales.

Figura 5. Tipo y frecuencia con que la población se provee de SE de la MEP



3.4. Factores que influyen en el valor de importancia que las personas asignan a los servicios ecosistémico

La importancia de las diferentes categorías de SE está asociado al nivel educativo, género, edad y lugar de residencia. En general la gente de mayor nivel educativo valoró más los servicios de provisión; los hombres percibieron más frecuentemente los servicios de provisión, mientras las mujeres percibieron más los servicios de regulación. Los servicios

culturales y de soporte fueron mencionados exclusivamente por mujeres (Tabla 3), lo cual sugiere un mejor comportamiento ambiental de las mujeres en relación a sus pares hombres.

En relación a la edad, las personas mayores a 60 años valoraron más los servicios de provisión en relación a los menores y mayores de 30 años, quienes muestran una percepción mayor de los servicios de regulación, que el grupo mayores de 60. Sin embargo, el grupo mayores de 60 fueron los únicos en identificar los servicios culturales y el grupo de menores de 30 percibieron los servicios de soporte.

La pertenencia de las personas entrevistadas a alguna organización social (5,66% de los entrevistados) muestra una menor valoración de los servicios de provisión y una mayor valoración de los servicios de regulación en relación a las personas que no son miembros de una organización, no obstante, las personas que no pertenecen a ninguna organización (94,34% de la población entrevistada) percibieron una mayor variedad de servicios, los cuales se enmarcaron en las cuatro categorías presentadas en la Tabla 3.

Tabla 3. Porcentaje de respuestas en función de la pertenencia a una organización, educación, edad y género

Factor		Provisión	Regulación	Cultural	Soporte
Organización	Pertenece	71,43%	28,57%		
	No pertenece	75,93%	21,30%	1,85%	0,93%
Nivel de educación	Ninguno	77,78%	22,22%		
	Primaria incompleta	85,71%	14,29%		
	Primaria completa	73,47%	14,29%	8,16%	4,08%
	Secundaria	82,35%	17,65%		
	Universidad	100,00%			
Edad	< 30 años	72,73%	21,21%		6,06%
	>30 años	75,76%	22,73%		
	>60 años	86,36%	4,55%	9,09%	
Género	Femenino	55,36%	37,50%	4,36%	2,79%
	Masculino	89,58%	10,42%		
Lugar de residencia	Rural	50,00%	25,00%	16,67%	8,33%
	Urbana				



3.5. Percepción de cambio en los servicios ecosistémicos provistos por la MEP

El 96% de la población entrevistada percibe cambios en la biodiversidad, específicamente en la superficie de cobertura boscosa: el 43% de las personas mencionaron que el bosque se ha reducido entre 10 y 20%, mientras el 25% de la población considera una pérdida de cobertura entre 21 y 40% y el otro 25% estima una reducción del ecosistema boscoso entre 41 y 60% en los últimos 30 años. Esta percepción no varió demasiado entre los servicios de biodiversidad y agua para consumo, lo que refleja un conocimiento bastante cercano a la realidad de la población sobre la degradación de los ecosistemas presentes en la microcuenca.

También, existen diferencias en el tipo de vegetación mencionada en la microcuenca, de las 42 especies vegetales identificadas, más de la mitad (24) son especies pioneras que crecen bien a cielo abierto, en áreas intervenidas, bosques secundarios y riberas de los ríos; esto indica cambios en los ecosistemas de la microcuenca.

Con relación a la provisión de plantas, el 54% de las personas perciben que se ha perdido entre el 31 y 50% de las especies; el 38% que se ha perdido entre el 10 y 20% de las especies, y tan solo el 8% piensa que no existen cambios, que las especies se mantienen igual. Un 23% de la población entrevistada menciona que se han perdido todas las maderas finas.

Con relación a la fauna, el 43% de la población percibe que se ha perdido entre el 31 y 50% de las especies silvestres, el 33% considera que se ha perdido entre el 10 y 30%, el 19% entre 51 y 70% y tan solo un 5% cree que se ha perdido más del 71% de las especies. Además, el 13% de las personas entrevistadas mencionó que el tumulle (*Dasypus novemcinctus*), tigrillo (*Leopardus pardalis*) y los reptiles en general están disminuyendo.

Con relación a la percepción de cambios en el abastecimiento de agua para consumo humano, el 60% de las personas entrevistadas perciben cambios en el servicio de provisión de agua; sin embargo, el 50% de ellas hacen alusión a una mejoría en el tratamiento del

agua en la planta, el 11% menciona que la naciente actual abastece a un mayor número de personas del líquido vital debido al cambio de naciente, por cuanto la anterior no cubría la demanda, y el 4% indica que el agua es limpia porque es captada directamente de la naciente.

Solo el 18% menciona que la cantidad de agua en general se ha reducido por la deforestación, un 7% menciona que el agua llega turbia a las casas por los deslizamientos en la parte alta de la microcuenca debido a las fuertes lluvias; y en menor medida se menciona la contaminación del agua por desechos del ganado y falta de medidas certeras de protección del bosque, con 4% cada una. Un porcentaje igual bajo, menciona que la cantidad y calidad del agua se ha mantenido en el tiempo. Por tanto, la percepción social es que existe un cambio en los servicios de aprovisionamiento: biodiversidad y agua para consumo humano.

3.6. Impulsores del cambio

Las personas entrevistadas identificaron varios impulsores del cambio en la prestación del servicio de biodiversidad en la MEP; siendo las principales: la tala ilícita (34% de las respuestas) y el pastoreo (23%), seguido del crecimiento demográfico (11%), colonización (6%), cacería (6%) y la falta de fuentes de empleo (2%).

Con relación al servicio de agua para consumo humano se identificaron como impulsores del cambio igualmente la tala ilícita (35% de las respuestas), los deslizamientos (26%), el pastoreo (24%) y contaminación por desechos a la quebrada (12%). A pesar de que el pastoreo aparece en el tercer puesto, existe una fuerte correlación entre deslizamientos y pastizales, estos últimos tienen un efecto negativo sobre los deslizamientos de tierra en las pendientes muy empinadas de la parte media y alta de la MEP.

Con base a lo anterior, los impulsores del cambio directo más importantes identificados para la MEP son:

La tala ilícita de madera es destinada a usos múltiples: combustible, materiales de



construcción, y productos forestales no maderables. Se da principalmente en la parte alta de la MEP. En visitas de campo se han encontrado alrededor de 50 tocones, tabloncillos y postes en el camino de ascenso a la parte alta de la MEP. La tala se debe, a decir de los entrevistados, por la falta de fuentes de empleo; expansión agropecuaria; escasa inversión en infraestructura productiva, y de servicios básicos a nivel local; la poca presencia de instituciones públicas en la zona; limitado acceso al crédito que permita generar negocios propios; y la demanda de materias primas del mercado causa la tala ilegal.

El cambio de uso de suelo: el 43% de los entrevistados perciben una pérdida de cobertura vegetal de 10 a 20% en los últimos 30 años causada por la conversión en potreros (23% de las respuestas). Además, la ganadería es la tercera actividad económica de la zona y primera en extensión de uso del territorio, y un agricultor en promedio ocupa aproximadamente el 63% de su parcela para pastizales.

Por su parte, los impulsores de cambio indirectos de la MEP son:

Crecimiento de la población: a partir de 1980 la población en el barrio El Padmi aumentó debido a la migración principalmente del pueblo Saraguro asentado en Yacuambi hacia El Padmi en busca de tierras más productivas. Las viviendas y parcelas de cultivo, hace más de 30 años, se asentaron principalmente a lo largo de la vía principal, con el pasar de los años se han extendido principalmente los potreros en la parte, baja y media y algunos otros se localizan en la parte alta de la MEP.

Contaminación del agua: la fuente y captación de agua para consumo humano está cubierta por bosque aproximadamente unas tres hectáreas a la redonda, sin embargo, luego de esta capa de vegetación en la parte alta y continúa a esta existen pastizales en uso, que potencialmente pueden contaminar el agua con desechos del ganado (estiércol y orines), antibióticos y hormonas, y químicos usados. En la parte baja de la microcuenca, la calidad del agua de la quebrada El Padmi disminuye por un aumento en las comunidades bacterianas debido al aporte de desagües domésticos de la población concentrada en

esta zona, pero también por el arrojado de basura y desechos orgánicos de la población, queseras y chancheras.

Prácticas agro-pastoriles: la agricultura se da en baja proporción en relación a la ganadería, y de forma artesanal, principalmente en la parte baja y media de la microcuenca; cultivos de maíz y naranjilla (*Solanum quitoense*) se observa en las riberas de la quebrada El Padmi en la parte media principalmente. La ganadería, tercera actividad económica de la zona y primera en extensión de uso del territorio, se desarrolla en la parte baja, media y alta de la microcuenca en forma desordenada. A esto se suma las prácticas agro-pastoriles andinas introducidas en los ecosistemas amazónicos por la etnia Saraguro (población mayoritaria en El Padmi) y colonos, que en muchos de los casos son incompatibles debido a condiciones climáticas, edafológicas y de cobertura vegetal diferentes.

4. Discusión

4.1. Percepción social e importancia de los servicios ecosistémicos

Estudios previos realizados en áreas rurales boscosas, han encontrado que las preferencias por SE está enfocado en los servicios de provisión, seguido de regulación y culturales (Agbeyega et al. 2009, Iftekhara y Takama 2007). Resultados similares se obtuvieron en este trabajo, siendo los servicios de aprovisionamiento como agua para consumo, materia prima y alimento, percibidos con mayor frecuencia (Tabla 1). Esto último coincide con Yahdjian et al. (2015), quienes manifiestan que la demanda por servicios de aprovisionamiento más notables son agua fresca y comida específica, a menudo en aumento, y sobrepasando su capacidad de suministro.

El predominio de la percepción social de los servicios de aprovisionamiento sobre los de regulación y culturales en la MEP está asociada al lugar de residencia de los individuos. Martín-López et al. (2012) en su estudio mencionan que las poblaciones rurales identificaron con mayor frecuencia los servicios de aprovisionamiento, mientras que las poblaciones urbanas reportaron



mayoritariamente los servicios de regulación, ya que contribuyen directamente en la calidad de vida en un contexto urbano (purificación del aire, y regulación del microclima). De Groot et al. (2010) mencionan que las ciudades, a diferencia del área rural, son más demandantes por servicios de regulación y culturales, porque en general, servicios de regulación disminuyen con el incremento del uso intensivo del suelo y los servicios culturales disminuyen dependiendo del grado de conversión de la tierra a otros usos.

Los servicios culturales, también están asociados al lugar de residencia. Martín López et al. (2012) mencionan que servicios como la cacería, ritualidad y tranquilidad, son frecuentemente reconocidos y obtienen valores más altos en el área rural, mientras que otros servicios culturales como turismo de naturaleza, valores estéticos, educación ambiental y la existencia del valor de biodiversidad son más percibidos en el área urbana.

En general, la población local de la MEP identificó una alta diversidad de SE que incluye las cuatro categorías en relación con otros grupos reportado por Martín-López et al. (2012), que percibieron mayoritariamente los servicios relacionados con la alimentación (agricultura y pesca). La percepción de una gama de SE por parte de la población de la MEP implica el entendimiento de los SE ecosistémicos basados en el conocimiento local (Lamarque et al. 2011).

Servicios de soporte como el ciclaje de nutrientes, que influyen en el suministro de servicios de provisión, regulación y servicios culturales; no fue considerado importante por la población local, a pesar de que a nivel global la demanda de servicios de soportes es la más alta, por cuanto son servicios que no son usados directamente por la gente, lo que dificulta más identificar su demanda (Yahdjian et al. 2015). Únicamente se identificó el servicio de refugio de fauna por ser más obvio.

4.2. Influencia de las variables socioeconómicas de la población en la percepción de los servicios ecosistémicos

Martín-López et al. (2012) mencionan que es estadísticamente significativo la forma de percibir los SE por la gente en función de las características de los actores. En efecto, la población local de la MEP, en su mayoría está conformada por pequeños productores, lo que hace que la población local, además de demandar por producción de alimentos, también demandan servicios de regulación que sustente la producción de forraje a largo plazo. Percepción que difiere, si se compara, con la de grandes terratenientes, que normalmente están más interesados en los beneficios a corto plazo (Martín-López et al. 2012).

Factores como el nivel de educación, edad y género inciden en la percepción de los SE. Martín-López et al. (2012) mencionan que a mayor nivel de educación formal, mayor percepción de SE. Sin embargo, en la MEP, las personas que únicamente cursaron primaria completa identificaron un mayor número de categorías de servicios, mientras las personas con instrucción secundaria y universitaria valoraron más los servicios de provisión (Tabla 3).

Sodhi et al. (2009) mencionan que las personas con menos instrucción, así como las personas pobres valoran más los servicios de los ecosistemas forestales, esto explicaría el alto porcentaje de entrevistados que mencionaron que se abastecen de especies forestales para la construcción (51%) y leña (23%) en la MEP considerando que el 60% de la población solo tiene instrucción primaria y el 57% no tienen parcela propia para trabajar. Estos resultados también explican el alto valor de importancia asignado a los servicios de aprovisionamiento de materia prima.

Con respecto a la edad, Briceño et al. (2016) y Martínez-López et al. (2012) mencionan que los más jóvenes en general priorizan más los servicios de regulación y culturales. Estos resultados no coinciden con los obtenidos en este estudio. En todos los grupos fueron priorizados mayoritariamente los servicios de provisión. En cuanto a los servicios de regulación fueron reconocidos en mayor proporción en los grupos menores de 30 años y mayores de 30 años, en relación a los mayores de 60 años. Sin embargo, solo la



población más adulta menciona los servicios culturales, y la más joven los servicios de soporte.

En relación al género, los hombres percibieron mayoritariamente los servicios de provisión mientras las mujeres percibieron un mayor número de servicios de regulación, que coincide con lo expuesto por Martín-López et al. (2012). De forma exclusiva los servicios culturales y de soporte fueron percibidos por las mujeres. Estos resultados sugieren que las mujeres de la MEP tienen un mejor comportamiento ambiental en relación con los hombres. Riechard y Peterson (1998), Momsen (2000) y Dietz et al. (2002) afirman que existen diferencias de género en temas ambientales, específicamente en el comportamiento ambiental, principalmente porque las mujeres tienen mayor participación en actividades dentro del hogar y sus labores siempre han representado una relación más cercana a la naturaleza.

En relación a la pertenencia de las personas a alguna organización, si bien es cierto este grupo mostro una mayor preferencia por los servicios de regulación en relación a quienes no pertenecen a ninguna organización, sin embargo, este segundo grupo percibió una mayor diversidad de SE. Iguales resultados obtuvieron Martín-López et al. (2012) en su estudio aplicado a 3.379 entrevistados.

4.3. Percepción del cambio en los ecosistemas y principales impulsores

La percepción de cambio en los ecosistemas de la MEP está asociado con la pérdida de cobertura vegetal, plantas, animales y disponibilidad de cantidad y calidad de agua. También está relacionado con la presencia de especies pioneras, las cuales son indicadoras de cambios en los ecosistemas. Estos cambios, a menudo ocurren en ecosistemas húmedos, que tienen una gran capacidad de proveer SE, los cuales son transformados en cultivos, pastizales y paisajes de producción de madera (De Groot et al. 2010).

En cuanto a los impulsores del cambio percibidos por la población de la MEP, se identificaron la tala ilícita y el cambio de uso de suelo como impulsores de cambio directo,

mientras crecimiento poblacional, contaminación de agua y prácticas agro-pastoriles fueron identificados como impulsores de cambio indirecto. Estos últimos actúan de forma más difusa, mediante la activación de uno o más impulsores directos (MEA 2005). En un estudio realizado por Almeida-Leñero et al. (2007), en la cuenca del río Magdalena en México sobre los servicios ecosistémicos, de los cinco impulsores identificados en este trabajo, reportaron cuatro impulsores de cambio similares, exceptuando cambio de uso de suelo. Sin embargo, existen diferencias al momento de clasificarlos como impulsores directos e indirectos. En el caso de la cuenca del Magdalena, los cuatro impulsores que se tiene en común entre los dos trabajos, están considerados como directos probablemente por un tema de escala.

La tala ilícita y el pastoreo fueron identificadas por la población local como las principales causas de la degradación de los servicios de biodiversidad y agua para consumo humano en la microcuenca, con cuasi idénticos porcentaje de respuesta. Los servicios de biodiversidad y agua para consumo fueron mayormente percibidos por ser más tangibles que los servicios de soporte por ejemplo. Los servicios de biodiversidad están asociados al conocimiento local, mientras los servicios de abastecimiento de agua están más relacionados con su alta frecuencia de uso.

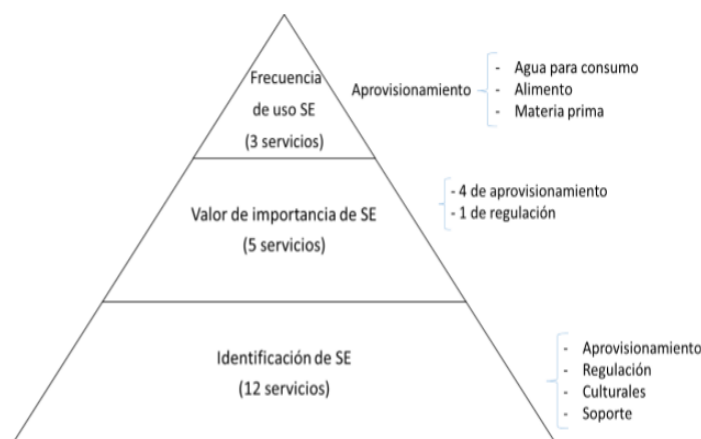
4.4. Uso y manejo del suelo

Las estrategias de manejo del paisaje han favorecido el aumento de la demanda de servicios de provisión en detrimento de los servicios de regulación y culturales. La planificación del uso del suelo, ha privilegiado los servicios de provisión debido a su valor de importancia y por ser elementos tangibles e fácilmente identificables por la sociedad. En la Figura 6 se puede observar que conforme se incorporan niveles de análisis, se van perdiendo categorías de servicios, pasando de una gama de servicios ecosistémicos percibidos, que incluye todas las cuatro categorías de servicios, a enfocarse en la demanda prácticamente exclusiva de servicios de aprovisionamiento. Similares resultados obtuvieron Martín-López et al. (2012) en su



estudio sobre paquetes de servicios ecosistémicos en poblaciones urbano rurales, a través de preferencias sociales de los mismos.

Figura 6. Percepción social de los servicios ecosistémicos en la MEP



5. Conclusiones

Fueron percibidos una alta diversidad de SE en la MEP que cubren las cuatro categorías de servicios, en un total de 12. Los servicios ecosistémicos mayormente percibidos son los de aprovisionamiento, seguidos por los de regulación y culturales; de estos el agua para consumo, materia prima y producción de alimentos son los más importantes en función de su frecuencia de uso, pudiendo aumentar la presión espacial para la provisión en detrimento de los servicios de regulación y culturales.

Factores como el nivel de educación, género, edad y lugar de residencia influyen en la forma de percibir los servicios ecosistémicos.

El 96% de las personas entrevistadas perciben cambios en los ecosistemas de la microcuenca, en mayor o menor grado, siendo la tala ilícita y el pastoreo las principales causas de degradación de los ecosistemas identificadas en la microcuenca.

En los procesos de planificación futuros es necesario incorporar opciones de manejo que incentiven la multifuncionalidad de los ecosistemas de la microcuenca a fin de

producir una amplia y equilibrada gama de SE, e incrementar el valor paisajístico y patrimonio cultural, a través de la revitalización de prácticas agro-silvícolas tradicionales adecuadas para el área.

6. Agradecimientos

La autora agradece a Guido Briceño, Alexandra Castillo, Leticia Cuenca, Tatiana Juela, Doris Maldonado, Victoria Moncada y Jorge Reategui, por su colaboración en el levantamiento de información en campo. Mi gratitud a las personas de El Padmi y autoridades locales que nos brindaron parte de su tiempo, para la realización de entrevistas.

7. Literatura citada

- Agbenyega, O., Burgess, P.J., Cook, M., Morris J. 2009. Application of an ecosystem function framework to perceptions of community woodlands. *Land Use Policy* Vol. 26: 551-557.
- Almeida-Leñero, L., Nava, M., Ramos, A., Espinosa, M., Ordoñez, M. J., Jujnovsky J. 2007. Servicios ecosistémicos en la cuenca del río Magdalena, Distrito Federal, México *Gaceta ecológica número especial* 84. Vol. 85: 53-64. Instituto Nacional de Ecología, México.
- Balvanera, P. 2012. Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Ecosistemas* Vol. 21 n° 1-2:136-147.
- Bardin, L. 1988. *Análise de conteúdo*. Lisboa: Edições 70. 229 p.
- Barthlott W.; Hostert A.; Kier G.; Kuper W.; Kreft H.; Mutke J.; Rafiqpoor D.; Sommer JH. 2007. Geographic patterns of vascular plant diversity at continental to global scales. *Erdkunde* Vol. 61: 305-315.
- Briceño, J., Iñiguez-Gallardo, V., Ravera, F. 2016. Factores que influyen en la percepción de servicios de los ecosistemas de los bosques secos del sur del Ecuador. *Ecosistemas* Vol. 25, n° 2: 46-58. Doi.: 10.7818/ECOS.2016.25-2.06
- CEPAL (Comisión para América Latina y el Caribe). 2012. *Diagnóstico de las estadísticas del agua en Ecuador*. Santiago de Chile. 81 p.
- De Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* Vol. 7: 260-272.



Falkenmark, M. y Folke, C. 2003. Introduction. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.* Vol. 358: 1917-1920.

Dietz, T., Kalof, L., Stern, P. 2002. Gender, values and environmentalism. *Social Science Quarterly*, Vol. 83, n°1: 353-364.

García Latorre J., García-Latorre J., Sanchez-Picón A. 2001. Dealing with aridity: socio-economic structures and environmental changes in an arid Mediterranean region. *Land Use Policy* Vol. 18: 53-64.

Gentry, A.H. 1988 Tree Species Richness of Upper Amazonian Forests. *Proc. Nat. Acad. Sci.* Vol. 85: 156-159.

Iftexhar, M.; Takama T. 2007. Perceptions of biodiversity, environmental services, and conservation of planted mangroves: a case study on Nijhum Dwip Island, Bangladesh. (en línea). Consultado 16 sept. 2014. Disponible en <http://link.springer.com/article/10.1007/s00267-005-0166-6/fulltext.html>

Lamarque, P., Tappeiner, U., Turner, C., Steinbacher, M., Bardgett, R.D., et al. (2011) Stakeholder perceptions of grassland ecosystem services in relation to knowledge on soil fertility and biodiversity. *Reg Environ Change* Vol. 11: 791-804.

MAE (Ministerio de Ambiente del Ecuador). 2012. Sistema de Clasificación de los Ecosistemas de Ecuador Continental. Quito, EC. 143 p.

Martín-López, B., Iniesta-Arandia, I., García-Llorente, M., Palomo, I., Casado-Arzuaga, I., García del Amo, D., Gómez-Baggethun, E., Oteros-Rozas, E., Palacios-Agundez, I., Willaarts, B., González, J.A., Santos-Martín, F., Onaindia, M., López-Santiago, C. y Montes, C. 2012. Uncovering ecosystem service bundles through social preferences. *PLoS ONE* Vol. 7: e38970.

Martín-López, B. 2013. Evaluación de los servicios de ecosistemas suministrados por cuencas hidrográficas: una aproximación socioecológica. Universidad Autónoma de Madrid. Madrid, 14 p.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2003. Ecosystems and human well-being, Capítulo 2: Ecosystem and their services. Millennium Ecosystem Assessment.

Millennium Ecosystem Assessment (M.A). 2005. Ecosystems and human well-being. Capítulo 3: Drivers of ecosystem change, summary chapter. Millennium Ecosystem Assessment, Island Press.

Moberg, F.; Galaz, V. 2005. Resilience: going from conventional to adaptive freshwater management for human and ecosystem compatibility. Swedish Water House Policy Brief n° 3. SIWI.

Momsen, J. H. 2000. Gender differences in environmental concern and perception. *The Journal of Geography*, Vol. 99: 47-56.

Neill, D. & B. Ollgaard. 1993. Los Inventarios Botánicos en el Ecuador: Estado Actual y Prioridades. En: *La Investigación para la Conservación de la Diversidad Biológica en Ecuador*. P.A.Mena & I. Suárez (Eds.). EcoCiencia. Quito, EC.

Olsson, P. y Folke, C. (2001) Local ecological knowledge and institutional dynamics for ecosystem management: A Study of Lake Racken Watershed, Sweden. *Ecosystems* Vol. 4: 85-104.

Orme CDL.; Davies RG.; Burgess M.; Eigenbrod F.; Pickup N.; Olson VA.; Webster AJ.; Ding T-S.; Rasmussen PC.; Ridgely RS.; Stattersfield AJ.; Bennett PM.; Blackburn TM.; Gaston KJ.; Owens IPF. 2005. Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature* Vol. 436: 1016-1019.

Ostrom, E., 2009. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science* Vol. 325: 419-22.

Riechard, D., Peterson, S. 1998. Perception of environmental risk related to gender, community socioeconomic setting, age and locus of control. *The Journal of Environmental Education*, Vol. 30, n°1: 11-19. Sodhi, N. S., Ming Lee, T., Sekercioglu, C. H., Webb, E. L., Prawiradilaga, D. M., Lohman, D. J., Pierce, N. E., Diesmos, A. C., Rao, M. Ehrlich, P. R. 2009. Local people value environmental services provided by forested parks *Biodivers Conserv.* DOI 10.1007/s10531-009-9745-9

Tallis, H., Mooney, H. Andelman, S., Balvanera, P., Cramer, W., Karp, D. Polasky, S. Reyers, B., Ricketts, T., Running, S. Thonicke K, Tietjen B., Walz, A. 2012. A Global System for Monitoring Ecosystem Service Change. *BioScience*, Vol. 62, no. 11: 977-986. TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity). 2010. Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB. TEEB.

Yahdjian, L. Sala, O. E., Havstad, K. M. 2015. Rangeland ecosystem services: shifting focus from supply to reconciling supply and demand. *Ecol Environ* Vol. 13, n°1: 44-51, doi: 10.1890/140156.



Mirando detrás de las percepciones de la naturaleza, el territorio, lo urbano y lo rural: El caso de Cuenca, Ecuador

Antonio Malo Larrea

Instituto de Ciencia y Tecnología Ambientales (ICTA): Universidad Autónoma de Barcelona. Edifici Z (ICTA-ICP). Carrer de les Columnes. Campus de la UAB 08193 Bellaterra (Cerdanyola del Vallès). Barcelona, España. Universidad del Azuay: Av. 24 de Mayo 7-77 y Hernán Malo, Apartado 01.01.981, Cuenca – Ecuador.

amalo@uazuay.edu.ec

Resumen

La forma en la que se problematiza el mundo real, se ve reflejada en los discursos sociales que existen en una sociedad. Este trabajo estudia los discursos sobre la naturaleza, el territorio y lo rural en Cuenca, Ecuador. Cuenca es la tercera ciudad en importancia del Ecuador, es una ciudad mediana (331.000 habitantes en su zona urbana) y de altura (2.530 m s.n.m.), que se encuentra en los Andes al sur del país. Entre muchas otras cosas, es famosa por sus iniciativas públicas de conservación de las fuentes hídricas, y también por sus políticas de gestión ambiental. Para estudiar las percepciones de la sociedad cuencana referentes a su entorno natural, se aplicó una variante del método Q para el estudio de subjetividad humana, desarrollado por el físico y psicólogo William Stephenson. Se identificó cuatro discursos, a los que se llamó por puros fines didácticos como: conservacionista, tecnocrático, desarrollista y sistémico. Se encontró una urbanización de las percepciones de la naturaleza, el territorio y lo rural, que encaja en las ideas de la modernización ecológica, la eco-gobernamentalidad, y la ecoeficiencia.

Palabras claves: Cuenca-Ecuador, naturaleza, territorio, metabolismo social, ecología política

Abstract

This work critically explores the construction of ideas about nature and territory, contrasting them with the Andean indigenous paradigm of Sumak Kawsay. Included in the 2008 Ecuadorian Constitution, Sumak Kawsay and the rights of nature were then transformed into national public policies. This analysis examines the discourses about nature, territory, landscape, biodiversity, the urban sphere and the rural sphere in the medium-sized city of Cuenca, Ecuador. Placed at 2,530 meters above sea level, this Andean city is host to 331,000 inhabitants. Adapting the Q method for subjectivity research in order to study Cuenca's population perceptions, we found four clearly defined discourses. Each discourse was named just for identification purposes: the conservationist discourse, the technocratic discourse, the developmental discourse and the systemic discourse. These discourses are based on a dichotomy between nature and society. Additionally, three of the discourses were strongly influenced by eco-governability mechanisms of the ecological modernization and eco-efficiency discourses. Nevertheless, the systemic discourse indicates that an intercultural dialogue and a philosophical and conceptual re-integration of nature and society have been started, so the conceptual gestation of Sumak Kawsay has been begun.

Keywords: Cuenca-Ecuador, nature, territory, societal metabolism, political ecology

JEL Codes: Q00, Q01, Q20 y Q28



1. 1. Introducción

El discurso de la conservación ha chocado tradicionalmente con el discurso de la lucha contra la pobreza, ya que tienen formas diametralmente opuestas de problematizar los procesos ecológicos, culturales, sociales, políticos y económicos (Aguilera Klink y Alcántara, 1994; Saurí y Boada, 2006; Swyngedouw, 2011).

De esta manera, los discursos conservacionistas y de lucha contra la pobreza han sido posicionados como antípodas (Acosta, 2009), encontrando una confluencia a través de otro discurso: el desarrollo sustentable (Brundtland et al., 1987). El desarrollo sustentable no es el único discurso que enfrenta la problemática socio-ecológica, sin embargo, ha desviado la atención de la diversidad de otros discursos como la ecología profunda, la convivialidad, el ecofeminismo, el eco-socialismo, el eco-marxismo, y por supuesto, las cosmovisiones de los distintos pueblos originarios en todo el planeta.

En el 2008 el Ecuador aprueba una nueva Constitución, en la que entre muchos cambios estructurales (que no son motivo de este trabajo), se introduce el concepto andino del Sumak Kawsay, una visión integradora, no dicotómica y ecocéntrica por definición. Una Constitución idealmente sería al mismo tiempo, tanto la norma que regula las políticas públicas de un estado, como una declaración del tipo de Estado que quiere una sociedad. Es por esto, que se torna fundamental indagar si el supuesto ecocentrismo de la Constitución ecuatoriana se refleja en la política pública de gestión territorial.

La misma Constitución organiza al estado ecuatoriano en distintos niveles de gobierno. Todos ellos tienen la competencia de la planificación territorial, pero solamente los gobiernos municipales o cantonales tienen el verdadero poder de organizar un territorio, pues son los únicos que pueden planificar y además controlar el uso y ocupación del suelo (artículo 264). De esta manera, desde una lógica político-administrativa, el nivel de gobierno municipal se constituye en una unidad territorial muy interesante para estudiar.

Es así que este artículo indaga en los discursos sobre la naturaleza, el territorio, lo urbano, lo rural, y sus relaciones, tomando como caso de estudio a los actores relacionados con la planificación territorial en el cantón Cuenca, Ecuador. Se discute cómo la subjetividad es fundamental para visibilizar la complejidad de los sistemas socio-ecológicos, pues abarca dimensiones que generalmente son excluidas, pero sobre todo, implica a los fundamentos donde nacen las políticas y las decisiones, en este caso, sobre los sistemas socio-ecológicos.

Para hacerlo, se discute varios conceptos clave: los discursos, como expresión de la problematización de lo real; la teoría de Hajer sobre la construcción de políticas; la problematización de la naturaleza y la naturaleza metropolitana; la problematización de las relaciones socio-ecológicas, desde la lógica de la modernización ecológica y del metabolismo social; y, finalmente, la problematización de la ciudad desde la ecología política urbana.

De esta manera, hemos pretendido sistematizar y describir cómo perciben a la naturaleza, el territorio, lo urbano y lo rural, quienes construyen y diseñan las políticas públicas relacionadas con el territorio, para aportar al entendimiento del complejo proceso de su formulación.

Lamentablemente, son pocos los trabajos publicados sobre estudios de economía ecológica y ecología política aplicados al Ecuador (Falconí-Benítez, 2001; Vallejo, 2010). Hasta la fecha no conocemos de ninguno sobre la ciudad de Cuenca.

Este trabajo es parte de un estudio que pretende combinar las dimensiones de la ecología política y del metabolismo social, aplicándolas al territorio del cantón Cuenca. Esta investigación en particular, busca indagar en cómo las nociones relacionadas con el territorio han sido problematizadas.

1.1. Los discursos y la creación de políticas

Un discurso se define como una forma de ver y referirse a algo, contiene la manera en la que se concibe al mundo. El análisis de discursos



estudia la naturaleza de las percepciones compartidas por una sociedad (discursos sociales) (Barry y Proops 1999). Este trabajo se enfoca en los discursos encontrados en actores clave relacionados con la planificación y organización del territorio, en el cantón Cuenca, y no en discursos personales o de movimientos políticos.

Por otro lado, el término problematización se refiere a la forma en la que un problema es estructurado, definido y delimitado (Whiteside 2002). Un discurso social lleva implícita la forma en la que un grupo social ha problematizado algo (Barry y Proops 1999). Es así que este estudio, al trabajar con los discursos sociales sobre naturaleza, el territorio, lo urbano, lo rural, trabaja también con la forma en la que actores clave relacionados con la planificación territorial en el cantón Cuenca, han problematizado a estas nociones.

Sustentándose en la teoría de la gubernamentalidad de Foucault, el proceso de producción de políticas puede ser visto como una práctica de creación de problemas, es decir de problematización. La problematización se inicia con el procesamiento de afirmaciones fragmentadas y contradictorias, para, a partir de dichas afirmaciones, crear problemas. Es así, que un fenómeno primero debe ser problematizado para poder ser asumido por cualquier institución u organización. De esta manera, una política no enfrentará a un fenómeno real, sino a cómo el fenómeno ha sido definido, estructurado y delimitado en forma de problema (Hajer 1995). Por tanto, los problemas son construcciones sociales de lo real, no son lo real. De esta manera, las políticas crean problemas que las instituciones vigentes son capaces de enfrentar (Hajer 1995, Fischer y Hajer 1999)

Lo “real” es diferente de la “realidad”. La realidad es una metáfora o una imagen de lo real, y se crea bajo diferentes paradigmas culturales y científicos, y en el marco de unas relaciones de poder específicas (Hajer 1995). El fundamento, y a la vez, lo que gobierna la creación de políticas ambientales y territoriales, es la construcción social de la naturaleza, es decir, la forma en la que ésta es

problematizada (Hajer 1995, Whiteside 2002, Leff 2004). De esta manera, se revela que las relaciones urbano-rurales y la configuración del territorio, no son producto solamente de procesos ecológicos o económicos, sino que están fuertemente determinadas por construcciones sociales y culturales, y moldeadas por las relaciones de poder.

El estudio de los discursos sociales relacionados con lo ambiental permitirá visualizar cómo han sido problematizados la naturaleza, el territorio, lo urbano, lo rural, y sus relaciones, y consecuentemente, entender el proceso de producción de políticas ambientales y territoriales.

1.2. La problematización de la naturaleza y la naturaleza metropolitana

La forma en la que la que el sistema socio-ecológico es problematizado es fundamental para entender cómo una sociedad se relaciona con él. La subjetividad del territorio, de lo urbano y de lo rural, no puede ser aislada de la construcción de la naturaleza. La naturaleza es una noción que ha sido producida, problematizada, humanizada, sistematizada y politizada (Whiteside 2002). De esta manera, la naturaleza es solamente una realidad construida por las sociedades en general, y por la política en particular (Hajer 1995). Explorar las diferentes nociones de naturaleza es fundamental para entender los procesos económicos, políticos y culturales que gobiernan las formas en las que son entendidas las relaciones de los sistemas sociales con sus sistemas ecológicos (Heynen 2003).

En la modernidad, la naturaleza y la sociedad han sido estructuradas como entidades diferentes, estableciendo una dicotomía sociedad-naturaleza. Irónicamente, la misma modernidad las ha integrado, creando y reproduciendo constantemente una suerte de híbridos socio-naturales (Gandy, 2006; Heynen et al., 2006; Oliver, 2006; Swyngedouw, 2006; Grove, 2009; Kaika y Swyngedouw, 2012). De esta manera, la modernidad ha separado y unido a la vez a los sistemas ecológicos y sociales (Norgaard, 1994; Gandy, 1996, 2004, 2008; Whiteside,



2002; Heynen, 2003; Leff, 2003, 2004; Kallis, 2007; Kallis y Norgaard, 2010; Farrell, 2011).

Al haberse constituido la naturaleza como un ser diferente, ésta se ha transformado en algo que puede ser protegido, culpado y dominado (Kaika 2003, Gandy 2004, Leff 2004). Esa dicotomía sociedad-naturaleza ha permitido el uso de la naturaleza como una fuente de crisis, facilitando el ejercicio del poder al justificar decisiones políticas y económicas específicas (Kaika 2003). Es claro, entonces, que las percepciones de la naturaleza tienen profundas implicaciones políticas (Gandy 2004).

La modernidad, por otro lado, ha transformado también las relaciones naturaleza-sociedad y ha creado una "naturaleza metropolitana". La ciudad moderna ha dado origen a una nueva sensibilidad cultural hacia la naturaleza. Ésta ha sido transformada en un foco de contemplación y en un lugar de ocio, de esta manera, la necesidad material ha dejado de ser el vínculo sociedad-naturaleza. Este cambio de nociones, también ha implicado una transformación profunda de las percepciones sobre las interacciones entre lo urbano y lo rural (Gandy 2004). La idea de la naturaleza metropolitana puede fácilmente incidir y moldear a otras nociones como el territorio, el paisaje, lo rural y sus relaciones. Es a este proceso al que hemos llamado "urbanización de las percepciones".

1.3. La problematización de las relaciones socio-naturales

Las relaciones socio-naturales pueden ser problematizadas de diversas maneras. Autores como Hajer (1995), Martínez-Alier (2003), y Goldman (2005) lo discuten ampliamente. El discurso ambiental ha procesado la dinámica socio-natural desde lo que Hajer llama la "modernización ecológica", Martínez-Alier "eco-eficiencia", y Goldman "Eco-gubernalidad". Es fundamental señalar que los tres autores coinciden en que no se puede desligar, separar, ni aislar a estas tres problematizaciones del contexto del neoliberalismo. La eco-eficiencia se refiere a las formas de producción, mientras que la eco-gubernalidad a estrategias usadas para

generar auto-control en las sociedades. La modernización ecológica, en cambio, le da un carácter estructural a la problemática ecológica, a nivel institucional (instituciones políticas, sociales y económicas).

A pesar de sus diferentes matices, se puede afirmar que estos tres conceptos son equivalentes. De acuerdo a su lógica, la innovación tecnológica, el manejo técnico científico y a la eficiencia han conseguido que la crisis ambiental deje de ser una paradoja de la modernidad (Hajer 1995). Sin embargo, todo esto se sostiene en un análisis parcial de las fuerzas sociales que han producido la crisis ecológica, la que es causada por la búsqueda de crecimiento económico y la continua creación de nuevos mercados (Fischer y Hajer 1999).

1.4. El metabolismo social como proceso ecológico-histórico

El concepto de metabolismo surge en el siglo XIX en la biología y en la química (Clark y Foster, 2010). Este término viene del griego *metabole*, que significa cambio, y representa a las transformaciones físicas y químicas que ocurren dentro de un organismo, es decir, a los procesos que permiten que el organismo se mantenga, crezca y se reproduzca (Curtis et al., 2008). El metabolismo, en ese contexto, implica a las operaciones biológicas de un organismo, a sus procesos químicos, y a los mecanismos de regulación y control que garantizan que sus condiciones internas sean estables (homeostasis), y aptas para su normal funcionamiento (Fischer-Kowalski, 1998). La idea del metabolismo se usa posteriormente para referirse al funcionamiento de los ecosistemas (metabolismo ecológico), y finalmente entra en el mundo de las ciencias sociales a través de Jakob Moleschott y Justus von Liebig; Marx plantea la idea del metabolismo social para representar la apropiación humana de la naturaleza (Foster, 2004). Sin embargo, tal vez el vínculo más fuerte, entre este concepto y las ciencias sociales, fue establecido por Nicholas Georgescu-Roegen con su idea de flujos metabólicos (Georgescu-Roegen, 1994, 1971/1999; Fischer-Kowalski, 1998; Ramos Martín, 2003; Foster, 2004; Mayumi y



Giampietro, 2006; Toledo, 2008; Clark y Foster, 2010; Giampietro et al., 2012; Wachsmuth, 2012).

La aplicación de la idea biológica del metabolismo a las sociedades, permite concebirlas como sistemas socio-ecológicos, reintegrando al sistema ecológico y al sistema social en uno solo (Madrid et al. 2013). Su estabilidad y el mantenimiento de sus funciones e infraestructuras, dependerá de flujos de materiales y de energía de baja entropía (Giampietro et al. 2000), liberando al mismo tiempo, materiales y energía de alta entropía, e invadiendo y apropiándose de otros territorios (Whiteside 2002).

Por otro lado, el metabolismo social es también un proceso ecológico-histórico, es decir, que es el fundamento mismo de lo social, donde radica su posibilidad de perdurar (Swyngedouw 2006). Esta concepción del metabolismo permite estudiar cómo los paisajes rurales y urbanos han sido históricamente producidos. Sin descartar la importancia, y el gran aporte, de la visión biológica del metabolismo social, es fundamental evidenciar que ésta por sí sola no consigue explicar la manera en que el espacio es históricamente producido, pues no incluye a los procesos dinámicos de lucha social y política, así como tampoco asume la dialéctica de las relaciones entre cultura y naturaleza (Gandy 2004).

1.5. Problematicación de la ciudad

Es así que los sistemas sociales se transforman en híbridos socio-naturales, siendo los procesos sociales y ecológicos parte del mismo metabolismo (Heynen 2003). Las ciudades, por tanto, pueden ser entendidas como entidades socio-ecológicas, como una manifestación física de la ecología humana, donde confluyen la dimensión política, socio-cultural y económica (Rees 1997). Las ciudades son a la vez, el cerebro de las sociedades, y parásitos del territorio (Gandy 2006).

La urbanización es un proceso socio-ecológico de metabolización de la naturaleza (Swyngedouw 2004). Las ciudades son lugares donde la naturaleza, y sus relaciones

sociales, son intensamente re-elaboradas (Swyngedouw y Cook 2010). Están estructuradas y formadas por redes de procesos socio-ecológicos, los mismos que son simultáneamente locales, globales, humanos, materiales, ecológicos, discursivos, culturales y orgánicos (Swyngedouw 2004, Heynen et al. 2006). La urbanización está sumergida en amplias redes socio-ecológicas, y alrededor de ellas giran los conflictos y compromisos relacionados con la sustentabilidad urbana; a pesar de ser una expresión del sistema socio-ecológico, las áreas urbanas continúan siendo percibidas como los lugares donde la naturaleza termina y comienza lo artificial, lo que se refleja en las políticas que las gobiernan (Swyngedouw y Cook 2010). Por tanto, esta percepción se reflejará también en la forma en la que la naturaleza y el territorio son problematizados.

2. Metodología

2.1. El cantón Cuenca

El explorador Alexander von Humboldt (1769-1859) se refería al territorio de lo que hoy es el Ecuador, como una zona poblada por mendigos sentados sobre oro (Acosta, 2009). Él utilizaba esta metáfora para contrastar la extrema pobreza con la riqueza natural de estos territorios. Este fenómeno se conoce como la maldición de la abundancia, y se refiere a que la gran disponibilidad de recursos naturales, como petróleo o minerales metálicos, generalmente está asociada a distorsiones en las estructuras económicas: la asignación de los factores de producción se caracteriza por la distribución regresiva del presupuesto nacional, y por la concentración de la riqueza en una porción pequeña de la población (Falconí-Benítez, 2001; Acosta, 2009). La maldición de la abundancia ha sido una constante para el Ecuador, durante la mayor parte de su historia reciente.

La asignación de los recursos primarios, como la tierra o el agua, fue determinada por las relaciones de poder coloniales, poderes que continúan influyendo incluso en la actualidad (Báez et al., 2004; Ayala Mora y Moreno Yáñez, 2008; Ayala Mora y Moreno Yáñez, 2008; Albán, 2011; Larrea Maldonado, 2011).



El estado, más que una institución de representación de la ciudadanía, se constituyó en uno de los instrumentos de dominación usados por la aristocracia ecuatoriana. La gobernabilidad se implementaba a través de leyes y normas, destinadas a prohibir y restringir derechos ciudadanos y políticos, lo que se mantuvo hasta finales de la década de 1970 (Albán, 2011). Hasta esa época, por ejemplo, las personas analfabetas no podían votar, lo que marginaba a la mayoría de la población indígena, afro-ecuatoriana y rural, así como también a una población muy significativa de mujeres (Ayala Mora y Moreno Yáñez, 2008; Ayala Mora y Moreno Yáñez, 2008; Albán, 2011; Larrea Maldonado, 2011). De esta manera, la aristocracia ecuatoriana consolidó y perpetuó una estructura de dependencia paternalista para campesinos, mujeres, indígenas y para la población afro-ecuatoriana. Dicha aristocracia, junto con la iglesia, justificó la limitación de los derechos políticos y ciudadanos de estos grupos, en la necesidad de protegerlos de ellos mismos, por lo que se debía ejercer una tutela sobre ellos (Albán, 2011). Esta visión se proyecta también a lo que se ha llamado naturaleza.

Cuenca es una ciudad mediana ubicada en los Andes sur del Ecuador. La ciudad está ubicada a una altura media de 2.500 m sobre el nivel del mar (m s.n.m.). Sin embargo, el territorio del cantón rebasa significativamente a la ciudad, pues abarca 331.664 ha: 6.771 ha (2%) son consideradas urbanas, 12.013 ha (3,6%) en proceso de urbanización y 312.880 ha (94,3%) rurales (Municipalidad de Cuenca, 2012). La población es de 505.000 habitantes, siendo 331.888 (65,6%) caracterizados como urbanos, y 173.697 (34,6%) como rurales (INEC 2011). El área urbana de la ciudad es atravesada por cuatro ríos: Tomebamba, Yanuncay, Tarqui y Machángara, los que se unen para formar el río Cuenca. La ciudad se abastece de agua potable de los ríos Tomebamba, Machángara y Yanuncay (Artiga, 2008; ETAPA, 2013).

La ciudad de Cuenca fue declarada Patrimonio Cultural de la Humanidad en 1999 (Alcaldía de Cuenca, 2012), y en 2013 fue la primera ciudad Latinoamericana en recibir el premio Jean Paul L'Allier, dado por la Asociación Mundial de Ciudades Patrimonio (El Telégrafo,

21/11/2013). Desde el 2013 todo el territorio del cantón Cuenca, incluyendo su área urbana, es parte de la reserva de la Biósfera Macizo del Cajas. Dicha reserva tiene un área de 976.000 ha, abarca a 15 cantones, cuatro provincias, y ocho ecosistemas (Rodríguez et al., 2012).

El manejo ambiental del cantón Cuenca ha sido considerado como ejemplar en el Ecuador y Latinoamérica (Barnett, 1988; Lloret, 2002; Artiga, 2008). El Ministerio del Ambiente del Ecuador delegó a la Municipalidad de Cuenca la administración del Parque Nacional Cajas. Este parque es de vital importancia para la ciudad, pues ahí nacen los ríos Tomebamba y Yanuncay (Lloret 2002, Artiga 2008). Sin embargo, en el territorio de Cuenca existen importantes fenómenos sociales (como la migración campesina) (Báez et al., 2004) y proyectos de desarrollo (Larrea Maldonado et al., 2012), que pueden causar severos procesos de degradación ambiental. A pesar de una revisión bibliográfica profunda, no se ha podido determinar cuáles son las políticas de la municipalidad de Cuenca respecto a estos temas. Esto necesariamente cuestiona la ejemplaridad de la política ambiental cuencana.

Desde la década de 1980, una de las prioridades de las diferentes administraciones de la ciudad ha sido garantizar la dotación urbana de agua potable, por lo que ha generado una normativa local bastante estricta (ordenanzas). Dichas ordenanzas regulan el uso del suelo y el manejo a nivel rural, en las tres subcuencas hídricas de las que se abastece de agua potable (Artiga, 2008). Se imponen severas restricciones que producen conflictos de uso entre la producción y la conservación con la población rural. De esta manera, se revela cómo políticas que garantizan el metabolismo urbano, tienen un impacto directo en el metabolismo rural.

Hablar de lo rural, es referirse a espacios concretos extremadamente heterogéneos, que no pueden ser explicados desde la idea estereotipada de la dicotomía urbano-rural (Andersson et al., 2009). Los sistemas rurales pueden considerarse como "híbridos" entre lo local y lo global, donde se evidencian características de culturas agrarias



tradicionales, e incluso pre-industriales, combinadas con nuevos patrones para el uso de recursos naturales y del trabajo humano, nuevas actividades económicas y fuentes de ingresos, y nuevas redes e instituciones locales (Ravera et al., 2014). Este nuevo enfoque ha sido llamado en la literatura como la “nueva ruralidad”, consiste en un enfoque multidimensional, que va más allá del entendimiento de la economía rural como un hecho meramente agrícola (Kay, 2008; Hecht, 2010; Ravera et al., 2014).

La construcción del espacio rural de Cuenca se ha caracterizado por varios procesos particulares, entre ellos, el comercio con el norte desértico del Perú y con el puerto de Guayaquil. En ese contexto, se constituyeron distintas formas de economía rural: grandes propiedades relacionadas con la exportación de Quina del siglo XIX, y propiedades pequeñas y medianas para el abastecimiento a Cuenca y Guayaquil de productos agro-ganaderos y la producción de sombreros de paja toquilla (Báez et al., 2004). La ruralidad cuenca, sin embargo, tiene una especificidad muy importante. A partir de la segunda mitad del siglo XX, la población cuencana, urbana y rural, ha emigrado fuera del país de manera sostenida. Estos procesos migratorios han cambiado radicalmente la configuración del campo cuencano (Morris, 1985; Borrero, 2006; Klaufus, 2006; SENAMI et al., 2008). Estos elementos en conjunto, han marcado una profunda influencia de las culturas urbanas, en las culturas rurales de Cuenca, haciendo que sea extremadamente difícil hablar de discursos propiamente rurales o urbanos.

Todos estos antecedentes en su conjunto hacen que el cantón Cuenca sea un caso de estudio muy atractivo, clave, y claramente importante. Por otro lado, al no conocerse estudios sobre el metabolismo social de la ciudad de Cuenca, las relaciones entre sus políticas territoriales y el metabolismo pueden ser muy reveladoras.

2.2. El método Q

El método Q explora y evidencia las contradicciones innatas a la subjetividad humana. Se ha constituido en una herramienta

de apoyo para la planificación territorial (Nijnik et al. 2009) y los estudios rurales (Zografos 2007). Fue diseñado por William Stephenson para estudiar estadísticamente la subjetividad en sus diferentes formas, y de una manera estructurada (Brown 1980, 1998, Barry y Proops 1999). La importancia de este método radica en que permite analizar cuantitativamente información cualitativa.

El objeto de Q son las construcciones sociales (Barry y Proops 1999). Este método trabaja en base a alegatos (statements) planteados y definidos por las mismas personas que son sujetos del estudio (sea a través de entrevistas o publicaciones), a diferencia de una encuesta, donde las preguntas son diseñadas y planteadas directamente por quien hace la investigación (Osses 2009). En Q los cuestionarios son calificados por personas, a diferencia de los métodos basados en la estadística convencional (o métodos R), donde las personas son calificadas por cuestionarios (Brown 1993, 1998, Neblo 2009, Osses 2009). Q extrae las formas de discurso latentes, y permite establecer patrones personales y compartidos, así como, la diversidad de juicios. De esta manera, se forman grupos o coaliciones en función de los patrones comunes encontrados (Zografos 2007). Los métodos R, en cambio, estudian patrones entre grupos de características personales como el género, la edad o la clase social (Barry y Proops 1999).

Q opera bajo el supuesto de una diversidad finita, ya que generalmente existe una cantidad limitada de patrones ordenados en el ámbito que se esté estudiando (Barry y Proops 1999). Esto significa, que para este método, el universo de datos son los alegatos, y no las personas. Q busca revelarlos de una forma estructurada e interpretable (Barry y Proops 1999). De esta manera, la selección de los participantes en un estudio es fundamental, pues si éstos reflejan a la diversidad de actores clave, permitirán dibujar una imagen cercana a esa diversidad finita. Este método permite identificar si existen patrones compartidos entre individuos (Barry y Proops 1999).



La aplicación de Q requiere de varias etapas (Brown 1993, 1998, Barry y Proops 1999, Zografos 2007, Osses 2009). Las circunstancias de tiempo de los actores para este estudio, obligaron a hacer una adaptación del método Q, manteniendo su fortaleza estadística, pero flexibilizando su aplicación. Este estudio aplicó un muestreo de tipo naturalista (McKeown y Thomas 1988, Osses 2009).

El primer paso es la identificación de los actores clave para el trabajo. Éstos son de dos tipos: a quienes se realizan las entrevistas para la obtención de los alegatos, y quienes clasifican dichos alegatos. Es fundamental recordar que los alegatos son el universo de datos, y no las personas, por lo que se busca tener una muestra representativa de dichos alegatos. Para este trabajo, los actores fueron seleccionados a partir de un mapa de actores producido por el Plan Estratégico de Cuenca, llevado a cabo por su Municipalidad.

El siguiente paso se refiere a realizar una serie de entrevistas a un primer grupo de actores clave, los que deben representar a la mayor parte de sectores posibles. El objetivo de las entrevistas es levantar los alegatos, se sabe que se tiene una muestra suficiente cuando dichos alegatos se comienzan a repetir entre los distintos actores. Es recomendable que las entrevistas sean complementadas por una revisión de publicaciones relevantes. El resultado será un conjunto inicial de alegatos (Q concourse of statements).

Para esta fase del estudio se seleccionó siete actores: tres que se autoidentificaron con el sector rural (dos dirigentes de comunidades verdaderamente campesinas, y un presidente de junta parroquial, radicado en el sector rural), y cuatro pertenecientes al sector urbano (todos representantes de instituciones relacionadas y con incidencia directa en la planificación territorial). De esta manera los sectores entrevistados provenían de las comunidades rurales, del sector público nacional, municipal y parroquial, de la academia y del sector privado. Con esto, se cubrió el abanico de instituciones que tienen relación directa con la planificación territorial, no sólo de acuerdo al mapa de actores

utilizado, sino también según la Constitución del Ecuador (2008).

Se combinó entrevistas semiestructuradas a profundidad, con una revisión de publicaciones oficiales y de prensa. La entrevista constó de 12 preguntas, sobre el entendimiento de la naturaleza, el territorio, lo urbano, lo rural y sus relaciones. Las entrevistas fueron complementadas por una revisión de ocho meses de publicaciones oficiales, así como de la prensa cuencana (desde enero hasta agosto de 2011). Las dicotomías sociedad-naturaleza, urbano-rural surgieron tanto de las entrevistas, como de la revisión de publicaciones. De esta manera se obtuvo el conjunto inicial de alegatos.

El Conjunto Inicial de Alegatos (Q set of statements) fue depurado a través de un proceso sistemático de eliminación de los iguales, y de confrontación de los opuestos para cada tema, como lo recomienda Zografos (2007). Obteniendo, de esta manera, la Colección de Alegatos (Q sort), la misma que estaba formada por 95 alegatos. Ésta fue organizada en orden alfabético, en una matriz tipo Likert (Neblo 2009, Ward 2013). Las columnas de dicha matriz representan el grado de aceptación o de rechazo. En este caso en particular se usó una escala de valoración de 11 niveles: desde -5 (desacuerdo completo) hasta +5 (acuerdo completo), e incluyendo al 0 (indiferente) (Figura 1).

-5 -4 -3 -2 -1 0 +1 +2 +3 +4 +5

Figura 1: Ejemplo de una matriz Q para clasificar 35 alegatos, usando una escala de valoración de -5 a +5

Finalmente, el conjunto inicial de alegatos fue presentado a 33 representantes de los actores clave seleccionados para su clasificación (Tabla No. 1). Este conjunto de actores fue distinto al que fue entrevistado para la obtención de los alegatos, y provino del mismo mapa de actores de la municipalidad de Cuenca. Todos los actores tenían un rol fundamental en la planificación territorial.



Tabla 1: Actores clave que realizaron la clasificación Q

Sector Público	Sector Académico	Sector Privado
La Alcaldía de Cuenca	El Rectorado de la Universidad de Cuenca	La Presidencia de la Cámara de Comercio de Cuenca
La Vicealcaldía de Cuenca	El Rectorado de la Universidad del Azuay	Una Consultora ambiental privada
El Consorcio de Juntas Parroquiales de Cuenca	La Facultad de Ciencia y Tecnología de la Universidad del Azuay	
Una Concejalía	La Escuela de Biología, Ecología y Gestión de la Universidad del Azuay	
Las Juntas parroquiales rurales de Cuenca (13 de 21)		
La Subsecretaría regional de SENPLADES-Azuay		
La Subsecretaría regional del Ministerio del Ambiente (MAE)		
La Gerencia de ETAPA		
La Subgerencia de Gestión Ambiental de ETAPA		
La Gerencia de la Corporación Parque Nacional Cajas		

De esta manera, se obtuvo 33 clasificaciones Q (19 rurales y 14 urbanas), cuatro de ellas fueron desechadas por inconsistencias. La tabla No. 2 muestra una parte de la matriz Likert usada. Se utilizó el programa PQMethod (Schmolck 2012b) para el procesamiento estadístico de los datos. Se aplicó un análisis factorial de centroides. Un análisis factorial busca clasificar variables, en este caso las variables son las clasificaciones Q, de hecho, se podría decir que en el método Q el análisis factorial es una forma de determinar cómo una persona se clasifica a sí misma (Brown, 1980). Finalmente, se aplicó el análisis Q propiamente dicho. El resultado fueron cuatro factores, donde cada factor es equivalente a un discurso.

Tabla 2: Fragmento de la matriz Likert utilizada

ALEGATO	ESTOY EN CONTRA					ME ES INDIFERENTE	ACEPTO O ESTOY DE ACUERDO				
	-5	-4	-3	-2	-1	0	+1	+2	+3	+4	+5
Cada actuación humana debe afectar lo menos posible a la biodiversidad											
Conservar la biodiversidad es conservar nuestra vida, es conservar el equilibrio											
Cuando la naturaleza se mueve, puede ser devastadora											
El ciudadano urbano aprecia muy poco a la naturaleza, y tiene poco interés por las decisiones sobre su manejo, no hay un interés <u>implicativo</u>											
El espacio urbano es el espacio construido, con un sentido de continuidad entre las viviendas y habitaciones, alberga grandes cantidades de personas, que requieren servicios											
El futuro es preocupante porque se hace caso omiso de las recomendaciones que los técnicos vienen dando, por eso estamos sintiendo los impactos, por ejemplo, del calentamiento global											
El futuro es preocupante, porque los proyectos necesarios para la vida, como los mineros, pueden tener afectaciones para la calidad de vida, la salud de las personas y ambientales que generan mucho temor											
El paisaje es dinámico, cambia en el tiempo, y está constituido por elementos humanos (urbanos y rurales) y naturales											
El paisaje es un producto del manejo del territorio, donde el ser humano puede influir, y es percibido de formas diferentes											

3. Resultados

Se obtuvo cuatro factores, donde cada factor es equivalente a un discurso. La correlación obtenida entre ellos fue negativa, lo que muestra claramente que son distintos (Brown, 1993). Los cuatro discursos fueron nombrados, simplemente para poder distinguirlos, como: Conservacionista, Tecnocrático, Desarrollista y Sistémico.

El análisis estadístico identifica los alegatos que definen a cada factor, y también los que rechaza: esta es la base para la construcción e la narrativa de cada discurso. Esto fue

complementado, por las entrevistas realizadas para obtener el conjunto inicial de alegatos Q, y por las realizadas durante la aplicación de las clasificaciones Q por cada participante.

Es fundamental notar que todos los discursos están formados por coaliciones urbano-rurales. Esto significa que no existe ningún discurso exclusivo de lo urbano o de lo rural. Este es un resultado muy interesante, porque muestra que las construcciones sociales de la naturaleza, el territorio, lo urbano, lo rural, y sus relaciones, han trascendido a lo urbano y a lo rural. Por otro lado, esto significa que no existe un discurso propio de lo rural, del



gobierno local o del gobierno nacional. Los discursos encontrados rebasan estas divisiones. Es fundamental tener en cuenta la fuerte influencia urbana sobre lo rural, tanto la de Cuenca, como las ciudades a dónde ha ido emigración cuencana: Nueva York, Nueva Jersey, Murcia o Madrid.

4. Descripción de los discursos

Los cuatro discursos se caracterizan por ser dicotómicos, por entender a la humanidad y a la naturaleza como entidades distintas, y en constante conflicto. Los discursos conservacionista y tecnocrático son pesimistas, mientras que los discursos desarrollista y sistémico son optimistas.

4.1. Discurso Conservacionista

Este discurso entiende a la naturaleza como un sistema. Entre las particularidades de este discurso está su profunda convicción de que los seres humanos somos una amenaza para la naturaleza.

El territorio, por otro lado, es entendido desde una lógica física, es decir, como un espacio que contiene diversos paisajes. Es interesante notar, que el discurso conservacionista integra una visión cultural del territorio, pero lo relaciona exclusivamente con la población rural, y no con la población urbana. Irónicamente, al mismo tiempo niega que el territorio pueda ser una construcción social.

Su concepción de lo urbano es también física, aunque en relación con lo humano. Este discurso entiende a lo urbano como un espacio continuo, construido y con densidad poblacional alta. Es ahí donde la gente vive, trabaja, se organiza, satisface sus necesidades, y además demanda servicios. Para el discurso conservacionista lo urbano depende de la naturaleza, pues aunque la gente sea inconsciente de ello, los servicios ambientales que ésta provee garantizan su existencia. A pesar de esto, en su concepción, la naturaleza está ausente en lo urbano, es una entidad externa.

El discurso conservacionista hace una distinción epistemológica entre lo urbano y lo

rural: mientras lo urbano está vinculado a la ciencia, lo rural está vinculado a los saberes ancestrales. Esta lectura implica que la gente rural no tiene acceso a “la ciencia y la técnica”, y que los “conocimientos y saberes” no llegan a las zonas urbanas. No tiene una concepción definida de lo que es la ruralidad, sin embargo, es interesante observar que considera irrelevantes a los alegatos que enlazan metabólicamente lo rural con la naturaleza y lo urbano. Finalmente, es interesante notar que este discurso define un conflicto constante y sin solución aparente entre lo urbano y lo rural.

4.2. Discurso Tecnocrático

La naturaleza está en constante conflicto con la humanidad, para este discurso. Sin embargo, a diferencia del discurso conservacionista, este conflicto no se produce porque el ser humano sea una amenaza, sino más bien, porque la sociedad es inconsciente de su dependencia de la naturaleza.

Concibe al territorio como una entidad física que sostiene a las sociedades humanas. Es interesante notar, que aunque su función sea física, su definición depende de su relación con la sociedad, aunque contradictoriamente rechaza cualquier construcción social del territorio.

Para el discurso tecnocrático la característica fundamental de lo urbano es la concentración masiva de población, independientemente de la existencia de infraestructura. Este discurso, niega toda relación entre lo urbano y lo natural, incluida cualquier relación de explotación. En contraste, establece una fuerte relación inequitativa y conflictiva entre lo urbano y lo rural, pues sostiene que lo rural nutre a lo urbano, pero al mismo tiempo recibe muy poco.

El discurso tecnocrático entiende a lo rural solamente en función de lo urbano, lo rural es la zona de transición de lo urbano a lo natural. La función de lo rural, por un lado, es nutrir a lo urbano, y por otro, servir de colchón para proteger a la naturaleza de la amenaza urbana.

Para el discurso tecnocrático, es la población rural la que destruye la naturaleza. Esto se



debe a que no está capacitada, por lo que por un lado, la responsabiliza de su propia situación, y por otro, legitima la tutela y la intervención urbana sobre lo rural, como muestran estos dos alegatos: “La gente rural debe ser capacitada por los técnicos, para manejar bien su terreno, para cumplir los planes de ordenamiento territorial y para cuidar la naturaleza”, y “La gente rural ha estado marginada del desarrollo porque no ha tenido la capacidad de articular las ideas que resuelvan sus propios problemas e incidir en las políticas públicas”.

4.3. Discurso Desarrollista

El discurso desarrollista concibe a la naturaleza como una entidad absolutamente distinta a la humanidad, siendo muy enfático en su rechazo a la naturaleza como sistema. Este discurso se define por la creencia de que el ser humano no depende de la naturaleza. No sólo la naturaleza y la humanidad son existencias diferentes, sino que no tienen ningún tipo de relación. Las implicaciones de esto son graves: el sistema ecológico es prescindible.

Este discurso concibe al territorio como una entidad física cuya única función es sostener a la humanidad, esta es la única relación socio-territorial que reconoce.

Define a lo urbano, de la misma manera que el discurso tecnocrático, es decir, como un área de concentración masiva de población. Por otro lado, sostiene que lo urbano se distingue porque todo está regulado y planificado, y porque su población tiene acceso al desarrollo (a diferencia de la población rural). Lo caracteriza como una entidad autónoma, como un espacio que no tiene ninguna relación ni con la naturaleza, ni con lo rural. Esto, a pesar de sostener que lo urbano explota a la naturaleza. Su negación de cualquier tipo de relación entre lo urbano, con la naturaleza o con lo rural, es tan fuerte, que rechaza enfáticamente la existencia de cualquier tipo de naturaleza dentro de lo urbano. Percibe a lo rural desde lo político administrativo.

Este discurso responsabiliza a la población rural de su propia situación, en su lógica, no ha accedido al desarrollo porque se ha auto-

aislado: “La gente rural ha estado marginada del desarrollo porque no ha tenido la capacidad de articular las ideas que resuelvan sus propios problemas e incidir en las políticas públicas”. Entiende a lo rural como caótico, desorganizado, sin planificación. Adicionalmente caracteriza a la población rural como ignorante y depredadora de la naturaleza, la juzga como un riesgo para la población urbana: “La destrucción de la naturaleza de antes, por la falta de capacitación de la gente rural, es la que ahora produce la escasez de recursos (como el agua)”. Por otro lado, considera que en lo rural hay más libertad, por lo que el llevar orden y planificación necesariamente generará conflictos.

4.4. Discurso Sistémico

Como su nombre lo indica, concibe a la naturaleza como un sistema. Se podría decir que es el discurso más cercano a una visión ecocéntrica. A pesar de ser aparentemente un discurso integrador, el discurso sistémico refuerza la noción de la humanidad y la naturaleza como categorías diferentes del ser, como lo ilustra uno de sus alegatos característicos: “Naturaleza son los elementos que han evolucionado por su cuenta, por fuerzas ecológicas y geológicas, sin intervención del ser humano”.

Es muy interesante notar que este discurso no caracteriza a las personas como una amenaza para la naturaleza. Aunque reconoce un conflicto, percibe que éste es causado por el deterioro de las relaciones socio-naturales, un fenómeno que considera particularmente fuerte en las zonas urbanas.

Una de las características del discurso sistémico es una producción más compleja de la idea de territorio. Para éste, el territorio es una construcción social, que integra dimensiones culturales, ecológicas, sociales, económicas y políticas, lo que marca una clara diferencia con los otros tres discursos. La noción de territorio del discurso sistémico integra una visión metabólica.

La concepción de lo urbano del discurso sistémico, también es diametralmente distinta a la de los otros tres discursos, lo define como:



“una unidad del paisaje, dominada por actividades humanas e infraestructura, es una matriz que depende de la naturaleza, pero tiene energía artificial. Lo urbano invade un espacio natural” (sin embargo, si hay naturaleza en lo urbano). Lo urbano se conecta con la naturaleza a través de los servicios ambientales, sin embargo, al igual que el discurso conservacionista, el discurso sistémico señala una paradoja: la ciudadanía demanda esos servicios, pero no está dispuesta a “asumir los costos de la conservación y el mantenimiento del ambiente que los provee”. De acuerdo a este discurso, esto se debe a procesos de aculturación, sobre todo en la población urbana.

El discurso sistémico, caracteriza a lo rural desde la relación de su gente con la naturaleza: “La gente rural tiene un vínculo mucho más armónico con la naturaleza, son parte de ella, tanto a nivel espiritual, como de necesidad de recursos, y por eso la conservan”. Este discurso se caracteriza por idealizar a lo rural. Es muy interesante notar que rechaza drásticamente el alegato: “En lo rural todo es desordenado, ahí las cosas se hacen sin planificación, esa es la causa sus problemas; los planes de desarrollo solucionarán esto”. Esto puede ser leído como un desacuerdo con la relación entre lo rural y el desorden, pero también con la idea de los planes de desarrollo como una solución a la problemática rural.

5. Conclusiones

La visualización de los discursos sobre lo natural, el territorio, lo urbano y lo rural de los actores relacionados con la planificación territorial, evidencia cómo dichos actores han problematizado a estas entidades. Esta problematización, como fue discutido en la introducción, sería uno de los fundamentos de las políticas públicas ambientales y de planificación territorial. Ninguno de los discursos es ecocéntrico, es de suponer, por tanto, que las políticas públicas ambientales y de planificación territorial aplicadas en el cantón Cuenca no tienen una base ecocéntrica. Es muy importante también hacer este mismo ejercicio con el concepto andino del Sumak Kawsay.

En todos los discursos se encuentra una clara dicotomía sociedad-naturaleza, y también están claramente presentes los discursos de la “modernización ecológica” (Hajer, 1997) y de la “ecoeficiencia” (Martínez Alier, 2003). Esto significa que indiferentemente de las particularidades de las diferentes políticas territoriales, de acuerdo a la teoría de Hajer (1995), éstas se necesariamente se sostendrán en la dicotomía sociedad-naturaleza y en la naturaleza metropolitana, ignorando cualquier consideración metabólica.

El entendimiento de lo natural, el territorio, lo urbano, lo rural y sus relaciones, está íntimamente ligado con la percepción de la “naturaleza”. Los discursos identificados claramente han surgido desde la idea de la “naturaleza metropolitana”. Aunque los discursos conservacionista, tecnocrático y sistémico intuyan levemente conexiones entre los metabolismos urbano, rural y ecológico, sobre todo el discurso “Sistémico”, no se puede afirmar que esto se haya traducido en un proceso de re-significación del universo (Leff, 2004). Todo lo contrario, se evidencia claramente un proceso de urbanización de los discursos de lo rural, del territorio y de la naturaleza, y se consolida la idea de la naturaleza como una fuente de crisis.

Los cuatro discursos revelan que la “naturaleza” es percibida como una entidad externa a la sociedad, que además está en conflicto con ella, y se constituye en una paradoja: la humanidad depende de la naturaleza, pero al mismo tiempo la amenaza. Esto se ha transformado en una forma de ecogobernamentalidad, institucionalizada y reproducida a través de “los técnicos” y de los “planes de desarrollo”.

Es claro que no existe un discurso propio de lo rural, del gobierno local o del gobierno nacional. Esto indica que podríamos estar visualizando discursos verdaderamente sociales, y ya no solamente del grupo de actores con el que se trabajó. Para comprobar esto, sería muy interesante ampliar esta investigación al resto de la sociedad cuencana.

Los cuatro discursos muestran una “urbanización” de las nociones de la naturaleza, del territorio, de lo urbano y de lo



rural. Esto se traduciría en que las políticas territoriales de Cuenca surgen desde una lógica urbana, desplazando a lo rural; sin embargo, este proceso va mucho más allá: la lógica urbana ha penetrado en los discursos rurales, y las implicaciones de este hecho deben ser estudiadas a profundidad.

Estos discursos deben ser superados, para dejar atrás a estas perversas formas de ecogobernamentalidad, para repensar el territorio y la naturaleza, y las relaciones urbano-rurales. Sólo dejando atrás la noción de naturaleza metropolitana se podrá transitar a formas verdaderamente interculturales, justas, democráticas, incluyentes y participativas de ordenamiento territorial, de producción agrícola, de conservación de la biodiversidad, de recuperación de la agrobiodiversidad, en definitiva, de gestación de una verdadera sustentabilidad.

6. Agradecimientos

Agencia Española de Cooperación Internacional y Desarrollo, Universidad del Azuay, Consorcio de Juntas Parroquiales Rurales de Cuenca, Natalia Cordero, Mónica Cordero, Diana Astudillo, Jesús Ramos Martín, Giorgos Kallis, Virginia Cordero, Pedro Cueva, Familia Malo-Larrea, Christos Zografos y Camilo Martínez.

Referencias bibliográficas

Acosta, A. (2009). *La maldición de la abundancia*. Quito, Ecuador: Abya Yala.

Aguilera Klink, F. y V. Alcántara (1994). De la economía ambiental a la economía ecológica. En: Aguilera Klink, Federico y Vincent Alcántara (Eds.). *De la economía ambiental a la economía ecológica* 9-21. Edición Electrónica Revisada. *Economía Crítica* 10. . Barcelona, España: Icaria Editorial.

Albán, F. (2011). La utopía republicana, estudio introductorio. En: Albán, Fernando (Ed.). *La utopía Republicana: Textos Políticos* 9-63. Pensamiento Político Ecuatoriano. Quito, Ecuador: Ministerio de Coordinación Política y Gobiernos Autónomos Descentralizados.

Andersson, K.; E. Eklund; M. Lehtola y P. Salmi (2009). Introduction: Beyond the rural–urban divide.

En: Andersson, Kjell ; Erland Eklund ; Minna Lehtola y Pekka Salmi (Eds.). *Beyond the Rural–Urban Divide: Cross-Continental Perspectives on the Differentiated Countryside and Its Regulation* 1-21. *Research in rural sociology and development* 14. . Emerald Group Publishing Limited.

Ayala Mora, E. y S. Moreno Yáñez (2008). *Manual de historia del Ecuador: Época republicana*. Manual de historia del Ecuador. Universidad Andina Simón Bolívar, Sede Ecuador.

Ayala Mora, E. y S. Moreno Yáñez (2008). *Manual de historia del Ecuador: Épocas aborígen y colonial, independencia*. Manual de historia del Ecuador. Universidad Andina Simón Bolívar, Sede Ecuador.

Báez, S.; P. Ospina; G.R. Valarezo y Instituto de Estudios Ecuatorianos (2004). *Desarrollo local con énfasis en la gestión de los recursos naturales : una breve historia del espacio ecuatoriano*. Consorcio CAMAREN.

Borrero, A. (2006). Cambios históricos en el paisaje de Cuenca, siglos XIX-XX. *PROCESOS REVISTA ECUATORIANA DE HISTORIA* 24: 107-134.

Brown, S. (1980). *Political subjectivity: applications of Q methodology in political science*. USA: Yale University Press.

——— (1993). A Primer on Q Methodology. *Operant Subjectivity* 16 (3/4): 91-138.

Brundtland, H.; M. Khalid; S. Agnelli; S. Al-Athel; B. Chidzero; L. Fadika; V. Hauff et al. (1987). *Nuestro futuro común*. Oslo, Noruega: Organización Mundial de Naciones Unidas.

Clark, B. y J.B. Foster (2010). The dialectic of social and ecological metabolism: Marx, Mészáros, and the absolute limits of capital. *Socialism and Democracy* 24 (2): 124-138.

Farrell, K. (2011). Snow White and the Wicked Problems of the West: A Look at the Lines between Empirical Description and Normative Prescription. *Science, Technology & Human Values* 36 (3): 334-361.

Fischer-Kowalski, M. (1998). Society's Metabolism: The Intellectual History of Materials Flow Analysis, Part I, 1860-1970. *Journal of Industrial Ecology* 2 (1): 61-78.

Foster, J.B. (2004). *La ecología de Marx: materialismo y naturaleza*. El viejo topo. España: El Viejo Topo.

Gandy, M. (1996). *Crumbling land: The postmodernity debate and the analysis of*



environmental problems. *Progress in Human Geography* 20 (1): 23-40.

Gandy, M. (2004). Rethinking urban metabolism: water, space and the modern city. *City: analysis of urban trends, culture, theory, policy, action* 8 (3): 363-379.

——— (2006). Urban nature and the ecological imaginary. En: Heynen, Nikolas; Maria Kaïka y Eric Swyngedouw (Eds.). *In the Nature of Cities: Urban political ecology and the politics of urban metabolism* 62-72. Routledge: Taylor and Francis Group.

——— (2008). Above the treetops: nature, history and the limits to philosophical naturalism. *Conversations Across the Divide The Time and Place for Political Ecology: The Life-Work of Piers Blaikie Biocomplexity in Coupled Human-Natural Systems: The Study of Population-Environment Interactions* 39 (2): 561-569.

Georgescu-Roegen, N. (1994). ¿Qué puede enseñar a los economistas la termodinámica y la biología?. En: Aguilera Klink, Federico y Vincent Alcántara (Eds.). *De la economía ambiental a la economía ecológica* 188-198. Edición Electrónica Revisada. *Economía Crítica* 10. . Barcelona, España: Icaria Editorial.

——— (1971/1999). *The entropy law and the economic process*. EEUU: iUniverse.

Giampietro, M.; K. Mayumi y A.H. Sorman (2012). *The Metabolic Pattern of Societies: Where Economists Fall Short*. Routledge Studies in Ecological Economics. Routledge.

Grove, K. (2009). Rethinking the nature of urban environmental politics: Security, subjectivity, and the non-human. *Geoforum* 40 (2): 207-216.

Hajer, M.A. (1997). *The Politics of Environmental Discourse: Ecological Modernization and the Policy Process*. Oxford, UK: Oxford University Press.

Hecht, S. (2010). The new rurality: Globalization, peasants and the paradoxes of landscapes. *Forest transitions Wind power planning, landscapes and publics* 27 (2): 161-169.

Heynen, N. (2003). The Scalar Production of Injustice within the Urban Forest. *Antipode* 35 (5): 980-998.

Heynen, N.; M. Kaïka y E. Swyngedouw. (2006). *In the Nature of Cities: Urban Political Ecology and*

the Politics of Urban Metabolism. New York, USA: Routledge: Taylor and Francis Group.

Kaika, M. y E. Swyngedouw (2012). The Urbanization of Nature: Great Promises, Impasse, and New Beginnings. En: *The New Blackwell Companion to the City* 96-107. .

Kallis, G. (2007). When is it coevolution?. *Ecological Economics* 62 (1): 1-6.

Kallis, G. y R. Norgaard (2010). Coevolutionary ecological economics. *Ecological Economics* 69 (4): 690-699.

Kay, C. (2008). Reflections on Latin American Rural Studies in the Neoliberal Globalization Period: A New Rurality?. *Development and Change* 39 (6): 915-943.

Klaufus, C. (2006). Globalization in residential architecture in Cuenca, Ecuador: social and cultural diversification of architects and their clients. *Environment and Planning D: Society and Space* 24 (1): 69-89.

Larrea Maldonado, A.M. (2011). *Modo de desarrollo, organización territorial y cambio constituyente en el Ecuador*. Discusión 4. . Quito, Ecuador: SENPLADES.

Larrea Maldonado, C.; P. Belmont; J. Paguay; M. Walter; S. Latorre y M. Peck (2012). *Análisis Multicriterial sobre las alternativas de desarrollo en Íntag: Escenarios prospectivos para las opciones de turismo-agricultura y minería*. .

Leff, E. (2003). *La ecología política en América Latina: un campo en construcción*. *Sociedade e Estado* 18: 17-40.

——— (2004). *Racionalidad Ambiental: La reapropiación social de la naturaleza*. México D.F.: Siglo XXI editores.

Martínez Alier, J. (2003). *The environmentalism of the poor: a study of ecological conflicts and valuation*. UK: Edward Elgar Publishing.

Mayumi, K. y M. Giampietro (2006). The epistemological challenge of self-modifying systems: Governance and sustainability in the post-normal science era. *Ecological Economics* 57 (3): 382-399.

Morris, A. (1985). Forestry and land-use conflicts in Cuenca, Ecuador. *Mountain Research & Development* 5 (2): 183-196.

Norgaard, R. (1994). *Development Betrayed: The end of progress and a coevolutionary revisioning of*



the future. New York, USA: Routledge: Taylor and Francis Group.

Oliver, S. (2006). The desire to metabolize nature: Edward Loveden, William Vanderstegen, and the disciplining of the river Thames. En: Heynen, Nikolas ; Maria Kaïka y Erik Swyngedouw (Eds.). In the Nature of Cities: Urban Political Ecology and the Politics of Urban Metabolism 90-105. New York, USA: Routledge: Taylor and Francis Group.

Ramos Martín, J. (2003). Empiricism in ecological economics: a perspective from complex systems theory. *Ecological Economics* 46 (3): 387-398.

Ravera, F.; A. Scheidel; J. Dell'Angelo; G. Gamboa; T. Serrano; S. Mingorría; V. Cabello; N. Arizpe y P. Ariza (2014). Pathways of rural change: an integrated assessment of metabolic patterns in emerging ruralities. *Environment, Development and Sustainability* 16 (4): 811-820.

Saurí, Da. y M. Boada (2006). Sostenibilidad y cultura campesina: hacia modelos alternativos de desarrollo rural. Una propuesta desde Cataluña. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles (AGEN)* (41).

SENAMI; Sistema de Naciones Unidas y PYDLOS (2008). Línea base de la provincia del Azuay en el marco del Programa Conjunto «Juventud, Empleo y Migración, para reducir la inequidad en el Ecuador». SENAMI.

Swyngedouw, E. (2006). Circulations and metabolisms: (Hybrid) Natures and (Cyborg) cities. *Science as Culture* 15 (2): 105–121.

——— (2011). ¡La naturaleza no existe! La sostenibilidad como síntoma de una planificación despolitizada. *URBAN* (1): 41-66.

Toledo, V. (2008). Metabolismos rurales: hacia una teoría económico-ecológica de la apropiación de la naturaleza. *Revibec: revista iberoamericana de economía ecológica* 7.

Wachsmuth, D. (2012). Three Ecologies: Urban Metabolism and the Society-Nature Opposition. *Sociological Quarterly* 53 (4): 506-523.

Whiteside, K. (2002). *Divided Natures: French Contributions to Political Ecology*. USA: Massachusetts Institute of Technology.



El metabolismo social. Historia, métodos y principales aportaciones

Juan Infante-Amate

Universidad Pablo de Olavide. Ctra. de Utrera, Km1, 41013 Sevilla, España
jinfama@upo.es

Manuel González de Molina

Universidad Pablo de Olavide. Ctra. de Utrera, Km1, 41013 Sevilla, España
mgonnav@upo.es

Víctor M. Toledo

Universidad Nacional Autónoma de México. *Instituto de Ecología, UNAM, Circuito Exterior S/N
anexo Jardín Botánico exterior. Ciudad Universitaria, Ciudad de México, C.P. 04500.*
vtoledo@cieco.unam.mx

Resumen

El concepto de Metabolismo Social ha cobrado una gran importancia dentro de los estudios que tratan de comprender las interacciones entre la sociedad y el medio ambiente. Desde la década de 1990 su impacto ha crecido de manera exponencial siendo utilizado por numerosos autores provenientes de diferentes disciplinas científicas. El objetivo de este trabajo es ofrecer un estado de la cuestión de este enfoque. Se revisan los orígenes y la historia del concepto, su reciente éxito, las herramientas metodológicas que se han utilizado en el marco de sus estudios, así como los principales resultados que ha generado.

Palabras clave: metabolismo social, metabolismo socio-ecológico; contabilidad del flujo de materiales, transición socio-ecológica, consumo de recursos

Abstract

The concept of Social Metabolism has gained a growing importance among the studies that try to understand human-nature interactions. Its impact has grown exponentially since the 1990s, being used by many authors representing different scientific disciplines. The main goal of this paper is to provide a review of the state of the art concerning the social metabolism approach. We reconstruct the origins and history of the concept, its recent success, the methodological tools used and the principal findings it has generated.

Key-words: social metabolism, socio-ecological metabolism, materials flow accounting, socio-ecological transition, resources consumption

JEL Codes: Q57, Q01, O13, N50, O14



1. Introducción

En 2017 se cumplen dos décadas de la publicación de uno de los textos pioneros en el uso moderno del concepto de Metabolismo Social (MS, desde aquí) (Fischer-Kowalski 1997). Entonces se presentó como un “concepto estrella” que apenas estaba en su “infancia”. Hoy se ha convertido en uno de los instrumentos más robustos para comprender las complejas interacciones entre la sociedad y la naturaleza. El concepto designa un conjunto de herramientas teóricas y metodológicas útiles para analizar el comportamiento físico de la economía (Aadrianse 1997; Matthews et al. 2000; Haberl 2001; Weisz et al. 2006), que aportan información valiosa para evaluar su grado de sustentabilidad. Ha llegado a constituir en la práctica una nueva perspectiva de análisis de las relaciones de la sociedad con la naturaleza, atendiendo a su base material, principalmente estudiando los flujos de energía y materiales (Fischer-Kowalski y Haberl 1997, 2007; Sieferle 2011; González de Molina y Toledo 2011, 2014). Aprovechamos esta efeméride para hacer un balance sobre sus principales contribuciones. Aunque recientemente han aparecido varios trabajos a modo de estado de la cuestión (Pauliuk y Hertwich 2015; Gerber y Scheidel 2018), se han centrado principalmente en las contribuciones y las escuelas que han abordado la noción de MS en foros de habla inglesa. Este hecho resulta especialmente limitante a la hora de ofrecer una síntesis sobre el MS ya que, como veremos más abajo, hoy en día está mucho más extendido en foros de habla castellana o portuguesa que en foros anglosajones.

El MS surgió como analogía de la noción biológica de metabolismo, dado que las relaciones que los seres humanos establecen con la naturaleza son siempre dobles: individuales o biológicas y colectivas o sociales. A escala individual los seres humanos extraen de la naturaleza cantidades suficientes de oxígeno, agua y biomasa por unidad de tiempo para sobrevivir como organismos, y excretan calor, agua, dióxido de carbono y sustancias mineralizadas y orgánicas. A escala social, el conjunto de

individuos articulados a través de relaciones o nexos de diferentes tipos se organizan para garantizar su subsistencia y reproducción y extraen también materia y energía de la naturaleza por medio de estructuras colectivas y artefactos, y excretan toda una gama de residuos o desechos. El MS puede ser definido, pues, como el modo en que las sociedades organizan su intercambio de energía y materiales con su medio ambiente (Fischer-Kowalski y Haberl 1993, 1997; Fischer-Kowalski 1998, 2002; Giampietro y Mayumi 2000; Giampietro et al. 2011) con el propósito de revertir el proceso entrópico al que, como todos los seres vivos, están sujetos (González de Molina y Toledo 2014).

El primero en utilizar este concepto en las ciencias sociales fue Karl Marx, a partir de sus lecturas de los naturalistas de su época, principalmente del holandés Möleschot, que constituyeron una herramienta fundamental en su análisis económico y político del capitalismo (Schmidt 1971). El concepto, sin embargo, permaneció en estado latente hasta finales de la década de 1960. Desde los años noventa del siglo XX la metáfora del MS ha ido ganando adeptos, se han formalizado metodologías y se han aplicado a decenas de estudios de caso añadiendo en muchos de ellos una amplia perspectiva temporal. Como consecuencia de ello, hoy en día contamos con detalladas evidencias que nos permiten comprender mejor el funcionamiento biofísico de las sociedades.

Este artículo se estructura de la siguiente manera. En primer lugar, presentamos un breve repaso por la historia del concepto, desde sus primeros usos hasta su reciente eclosión, ofreciendo un primer análisis bibliométrico que distingue la geografía de su expansión. A continuación, presentamos las principales herramientas metodológicas utilizadas en estudios de MS. Concluimos con un resumen de sus principales resultados, en el que distinguimos algunos de los debates abiertos en diferentes disciplinas en las que sus contribuciones han sido especialmente relevantes.



2. Breve historia del concepto y de su reciente éxito

Desde su eclosión, a principios del siglo XIX (Fischer-Kowalski 2002), muchos autores ampliaron la escala de la noción tradicional de metabolismo desde la unidad celular a otras más amplias como órganos, organismos e incluso ecosistemas, entendiendo las nuevas unidades de análisis como la adición de procesos biológicos y químicos necesarios para su funcionamiento, principalmente estudiando los intercambios de materia y energía (Odum 1969; Fischer-Kowalski 1998). A finales del siglo XX y ante la creciente presión humana sobre el medio ambiente, la metáfora metabólica aumentó su ámbito hasta incluir sistemas sociales. Nació, así, el concepto moderno de MS.

Su gran expansión es relativamente reciente y data de la década de 1990. Según la base de datos de *Google Scholar*, la primera vez que se utilizó el término “Metabolismo Social” en un documento científico fue en 1872. Desde esa fecha se ha utilizado en 10 038 ocasiones, de las cuales, el 93,5% corresponden al período 2001-16 (Tabla 1). La evolución en su uso muestra un crecimiento exponencial que se mantiene hasta la actualidad: en todo el siglo XX se había citado un total de 655 veces; en la primera década del siglo XXI, 3 012 veces; solo entre 2011 y 2016 se ha citado 6 371 veces. En relación a los idiomas de uso, el inglés fue el principal vehículo en su difusión inicial. Concentra el 46,8% de las referencias totales y fue el idioma con mayor número de referencias hasta 2005. A partir de ese año, el concepto de MS es más utilizado en publicaciones de habla castellana y portuguesa (sumando ambas). Es más, si sumamos las referencias totales históricas observamos que ya hay más alusiones en textos de lengua castellana y portuguesa (4 840) que en textos de habla inglesa (4 701). La brecha sigue creciendo (Figura 1).

Un concepto análogo, el de Metabolismo Industrial (MI), se ha citado 5 040 veces, manteniendo una evolución similar al de MS. Sin embargo, solo cuenta con 699 citas en español/portugués. Dicho de otra forma, ambas nociones (MS y MI) revelan un

impacto importante y creciente, no obstante, la de MI se ha expandido principalmente en foros anglosajones mientras que la de MS ha tenido mayor impacto en otras lenguas, especialmente en ámbito latinoamericano.

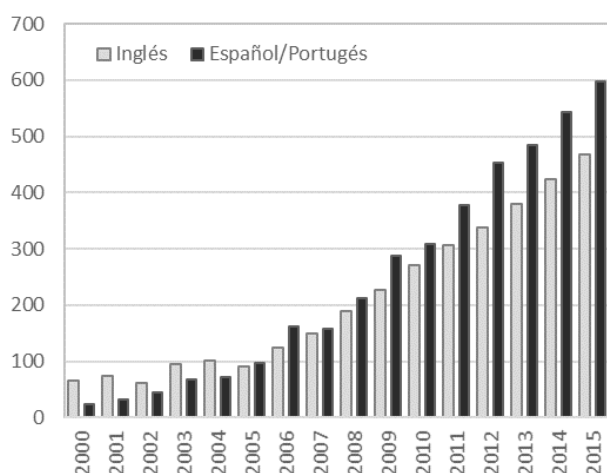
Desde finales del siglo XIX varios autores utilizaron la analogía del metabolismo aplicada a ámbitos sociales, aunque sin desarrollar una propuesta metodológica específica. Karl Marx incorporó el término metabolismo (*stoffwechsel*) aludiendo a las relaciones materiales entre el hombre y la naturaleza, aunque sin una propuesta biofísica del análisis económico (Foster 1999; Schmidt 1971; Martínez-Alier 1987). Esta propuesta sí empezó a estar presente en la obra de algunos autores como Sergei Podolsky -quien tuvo relación con Marx y Engels-, Wilhelm Ostwald, Frederick Soddy o Patrick Geddes desde finales del siglo XIX y principios del siglo XX (Martínez-Alier 1987, Fischer-Kowalski 1998, 2002). Sigue abierto el debate sobre el papel de Marx y Engels en las primeras formulaciones biofísicas del MS, especialmente por la relación entre estos y Sergei Podolsky. La nueva obra de Foster y Bukett ha retomado con profundidad un asunto abierto hace ya tres décadas por Martínez-Alier (1987).

Desde 1960 y al calor de la crítica a la teoría económica convencional y de la creciente toma de conciencia sobre el agotamiento de los recursos, un buen número de académicos enfatizaron la necesidad de profundizar en los análisis biofísicos de la economía, incidiendo en el hecho de que la economía convencional eludía la realidad biofísica en la que se insertaba y que, entre otras cosas, podía ejercer como límite al crecimiento económico moderno (Boulding 1966, 1978; Ayres y Kneese 1969; Georgescu-Roegen 1971; Daly 1973). De alguna manera estos precursores de lo que hoy es la Economía Ecológica practicaron o anticiparon los fundamentos de lo que hoy se conoce como estudios de MS. Aunque rara vez utilizaron tal apelativo se podría decir que cuando el MS despertó –en la década de los noventa-, ya estaba allí, latiendo entre los fundadores de la Economía Ecológica.

**Tabla 1.** Citas recogidas en Google Scholar del concepto “Metabolismo Social”.

	Inglés	Español/ Portugués	Alemán	Francés	Italiano	Total
1870-80			3			
1880-90						
1891-00						
1901-10	1		1			2
1911-20	1					1
1921-30	10					10
1931-40	8	1			2	11
1941-50	9	3			1	13
1951-60	5	3		2	3	13
1961-70	26	7		5	1	39
1971-80	47	12	7	3	1	70
1981-90	60	18	7	9	1	95
1991-00	294	76	18	9	4	401
2001-10	1 390	1 440	115	34	33	3 012
2011-18	2 850	3 280	141	66	34	6 371
Total	4 701	4 840	289	128	80	10 038

Fuente: Google Scholar. Nota: para la búsqueda en inglés hemos introducido el concepto de “Social Metabolism” más “Societal Metabolism”, “Socioecological Metabolism” and “Socioeconomic Metabolism” y hemos excluido el término “Metabolismo Social” en español y portugués pues las publicaciones en este idioma suelen tener resúmenes en inglés en los que se cita el concepto en dicha lengua.

Figura 1. Citas recogidas en Google Scholar del concepto de “Metabolismo Social” entre 2000 y 2015. Español/Portugués e Inglés.

Fuente: íbidem ant.

Como una línea evolutiva paralela, antes de su uso actual y de su reciente eclosión, la metáfora del MS ya había sido utilizada por otros investigadores con otros objetivos. La mayor parte de las referencias anteriores a 1980 aludían a teorías sociológicas que no tenían ninguna base biofísica. Empezó a popularizarse entre antropólogos, politólogos, psicólogos y demógrafos. Estos usos hacían referencia, generalmente, a la movilidad social o a los cambios abruptos en la estructura de las sociedades.¹ Sin una definición de consenso, estos trabajos aludían al MS como diferentes alteraciones sociales sin ofrecer, no obstante, una propuesta teórica homogénea o de consenso. Se aludía al MS como los “disorders related to movements of population” (Park 1926) o, por otro lado, los “shifts in the personnel composition of groups” (Hartshome 1940:899), citando dos de los trabajos con mayor impacto en la época. Dentro de esta confusa utilización que se hizo del término hasta la década de 1980 empezaron a aparecer investigaciones que hablaban de los cambios en las ciudades desde un punto de vista metabólico. El trabajo más exitoso que utilizó el concepto en este sentido decía lo siguiente: “Urban growth may be even more fundamentally stated as the resultant of processes of organization and disorganization, like the anabolic and katabolic processes of metabolism in human body” (Burgess 1967:85).² Bajo este enfoque también se aludía al metabolismo de las ciudades como el “change and expansion of the larger system” (Greer 1962:108). En esa dirección, otros autores llegaron a hablar de “demographic metabolism” (Ryder 1965). En suma, el concepto empezó a tener –débil– predicamento en diferentes áreas de las ciencias sociales, de manera algo azarosa y poco articulada, para evidenciar cambios y alteraciones en sistemas sociales de diverso ámbito.

¹ Tal es el caso, por ejemplo, del primer texto en el que las palabras “Metabolismo Social” aparecían explícitamente en el título (Sarkar 1937).

² Con 3 364 citas recogidas en Google Scholar. Consulta en 11 de octubre de 2017.



Tabla 2. Publicaciones clave sobre la aproximación del Metabolismo Social. (1) Artículo / Capítulo de libro. (2) Libro. (3) Compilaciones.

Título	Referencia	Tipo
The metabolism of the cities	Wolman (1965)	(1)
Industrial Metabolism	Ayres (1989)	(1)
Metabolism of the Anthroposphere	Baccini y Brunner (1991)	(2)
Society's metabolism: on the childhood and adolescence of a rising conceptual star	Fischer-Kowalski (1997)	(1)
Resource flows: the material basis of industrial economies	Adriaanse et al. (1997)	(3)
Societal Metabolism: Blending New Insights from Complex System Thinking with Old Insights from Biophysical Analyses of the Economic Process	Giampietro, Moriguchi y Martínez-Alier (2000)	(1)
The weight of Nations	Matthews et al. (2000)	(3)
Economy-wide material flow accounts and derived indicators: A methodological guide	Eurostat (2001)	(2)
A handbook of Industrial Ecology	Ayres y Ayres (2002)	
North-South trade and the distribution of environmental goods and burdens: a biophysical perspective	Giljum y Eisemenger (2004)	(1)
El metabolismo social: las relaciones entre la sociedad y la naturaleza	Toledo y González de Molina	(1)
Socioecological transitions and global change: Trajectories of social metabolism and land use	Fischer-Kowalski y Haberl (2007)	(3)
Metabolismos Rurales	Toledo y García Frapolli (2008)	(3)
Growth in global materials use, GDP and population during the 20th century	Krausmann et al. (2009)	(1)
Metabolismos, naturaleza e historia. Una teoría de las transformaciones socio-ecológicas	González de Molina y Toledo (2011)	(2)
The metabolic pattern of societies: where economists fall short	Giampietro et al. (2011)	(3)
Long term socio-ecological research. Studies in Society: Nature Interactions Across Spatial and Temporal Scales	Singh et al. (2013)	(3)
The social metabolism. A socio-ecological theory of historical change	González de Molina y Toledo (2014)	(2)

Fuente: elaboración propia.

Bien entrados en la segunda mitad del siglo XX, en un contexto de industrialización acelerada, varios autores empezaron a utilizar por primera vez la metáfora metabólica en clave socio-ecológica. Wolman (1965) habló del metabolismo de las ciudades. Preocupado por su gran expansión y crecientes necesidades de recursos para su funcionamiento señaló que los “metabolic requirements of a city can be defined as the materials and commodities needed to sustain the city's inhabitants at home, at work and at play” (Wolman 1965:179). Años después, Robert Ayres (1989), en la misma dirección, acuñó el término de MI. Con él quería evidenciar los cambios en los flujos de energía y materiales inducidos por el hombre en el reciente proceso de industrialización y que estaban alterando los ciclos naturales de la biosfera. Paralelamente, y con una propuesta de investigación análoga, Buccini y Brenner (1991) publicaron un libro titulado “El metabolismo de la antroposfera”. En esas mismas fechas, y en años sucesivos, Marina Fischer-Kowalski, junto con otros autores, sacaba a la luz una serie de trabajos en los que se hablaba, de una forma más amplia, de “Metabolismo Social”. Con el tiempo, tales trabajos se han convertido en la referencia más recurrente sobre la materia (Fischer-Kowalski 1997, 1998, Fischer-Kowalski y Hüttler 1998; Fischer-Kowalski y Haberl 1993, 1997). En ellos analizaba la naturaleza y la historia del concepto, así como las grandes transiciones en el uso de los recursos en sociedades tradicionales e industriales. En la Tabla 2 ofrecemos una síntesis de las obras más representativas en el avance de la idea de MS.

3. Aproximaciones y herramientas metodológicas

¿Cómo se puede medir el metabolismo de una sociedad? Si de lo que se trata es de cuantificar los flujos de energía y materiales entre la sociedad y su medio ambiente, la literatura recoge decenas de indicadores y metodologías englobadas en el amplio paraguas de los Material and Energy Flow



Analysis (MEFA)³ (Bringezu et al. 2003). Sin embargo, solo un pequeño grupo de herramientas metodológicas se ha desarrollado dentro de lo que hoy consideramos estudios de MS. Son herramientas que aportan información a escalas territoriales amplias, relativas a flujos mediados por la acción humana y que aportan información que trasciende aspectos de ecoeficiencia. En lo que sigue hacemos un repaso por las más utilizadas (detalladas en la Tabla 3).

En la actualidad podemos identificar varias aproximaciones o escuelas en el estudio del MS con diferentes objetivos y preguntas de investigación. Utilizan o incluso han desarrollado diferentes herramientas. En primer lugar, la articulada en torno al IFF Social Ecology de Viena, que destaca en el estudio de grandes tendencias en el uso de recursos a escalas de análisis agregadas. En segundo lugar, la del MuSIASEM, en el ICTA de Barcelona, más interesada en abrir la caja negra de los procesos metabólicos integrando diferentes escalas y analizando la interacción entre flujos y fondos. En tercer lugar, la escuela que trata de aplicar la propuesta del MS a la agricultura y al mundo rural y que tiene una doble orientación: agroecológica e histórica.⁴

Para estudios de grandes tendencias a escalas agregadas, la propuesta metodológica estrella es la Economy-Wide

MFA (EW-MFA, y de manera simplificada, MFA). Ofrece información sobre el uso de materiales en un territorio (generalmente un país). Su desarrollo, basado en propuestas previas como las de Ayres y Kneese (1969), data de principios de la década de 1990 en base a los trabajos de varios centros de investigación entre los que destacaron el National Institute for Environmental Studies (NIES) de Japón, Wuppertal Institute (WI) de Alemania, y el Institute for Social Ecology (SEC) de Austria. En un primer momento publicaron fragmentariamente los resultados MFA aplicados a sus países de origen (JEA 1992; Steuer 1992; Bringezu 1993). A finales de los años noventa se consolidó una estrecha colaboración entre estos grupos en el programa ConAccount, el cual permitió homogeneizar y consolidar el MFA como un indicador estándar y comparable (Bringezu et al. 1997, 1998 a, b). El resultado más exitoso -por su impacto posterior- fue el desarrollo de una guía metodológica publicada por Eurostat (2001), que se ha terminado convirtiendo en la referencia obligada para investigadores y organismos estadísticos oficiales. Unos años antes, las instituciones citadas, así como otras que se integraron en el consorcio, publicaron resultados de indicadores MFA para varios países: Alemania, Austria, USA, Japón y Holanda (Adriaanse et al. 1997; Mathews et al. 2002).

La metodología MFA ofrece indicadores de extracción, consumo y comercio de materiales. Algunas variantes (no incluidas en las estadísticas oficiales) suelen considerar los flujos indirectos o las “mochilas ecológicas” asociadas a la extracción de materiales (Schmidt-Bleek 1993). En origen fue planteada como una metodología para estimar el uso de materiales desde el lado de la producción (production-based approach), esto es, no recogía la huella material del consumo de un país, una información que ha ido cobrando cada vez más importancia y atención a medida que la globalización ha ido creciendo. En los últimos años han surgido propuestas para estimar el uso de materiales desde el punto de vista del consumo (consumption-based approach). Estas estimaciones ofrecen, no obstante, resultados poco fiables aún debido a los problemas

³ La literatura suele hablar también de Material (or Energy) Flow Accounting. Aunque Accounting/Analysis su usan indistintamente la contabilidad es solo una etapa más del análisis tal y como explican Bringezu y Moriguchi (2002)

⁴ Es posible identificar dos escuelas más, aunque con una influencia y una vinculación a la idea de MS más limitada y tangencial. En primer lugar, la del MI, también de tipo sectorial, en la que grupos como el Wuppertal Institute juegan un papel clave. Su interés, no obstante, está más centrado en estudiar la eficiencia productiva que en el estudio de las interacciones entre la sociedad y el medio ambiente. En segundo lugar, en el seno de la sociología norteamericana, la escuela de Oregón, de la que hablamos más abajo. En este caso no se ofrece una propuesta teórica o metodológica de MS sino que se hace uso de la analogía de forma transversal para estudios de diverso tipo.



metodológicos de estimar el consumo de materiales incorporado (embodied) en el comercio internacional (un resumen en Lutter et al. 2016). Además, estas estimaciones resultan sumamente complejas en estudios de largo plazo (Kander et al. 2017).

Para escalas análogas ha tenido notable importancia el estudio de la Human Appropriation of Net Primary Production (HANPP). Lanzado por Vitousek et al. (1986) ha sido un indicador recurrente para muchos estudiosos de MS. Permite caracterizar diferentes perfiles metabólicos estimando la fracción de la producción primaria neta apropiada por el ser humano frente aquella remanente en los ecosistemas, cumpliendo importantes funciones ecológicas.

La gran virtud de los estudios que utilizan indicadores MFA o de HANPP en escalas agregadas es su capacidad para identificar las grandes tendencias históricas y geográficas en el uso de recursos. El problema es que fallan a la hora de ofrecer información sobre el funcionamiento interno de la economía desde un punto de vista biofísico, además de hacer agregaciones de materiales que derivan en simplificaciones que impiden análisis complejos (Giampietro 2006). Para evitar la hipersimplificación de las propuestas citadas destaca la del MuSIASEM, que integra análisis de flujos pero también de fondos, considera diferentes variables y las interacciones entre ellas (efecto sudoku) (e.g., Giampietro et al. 2011). Resulta mucho más versátil y útil en la toma de decisiones. No obstante, es de difícil estimación por sus altos requerimientos de información (más aún en contextos históricos).

En el caso del Metabolismo Agrario (MA) encontramos adaptaciones MFA aplicadas a escalas agregadas (generalmente países). Algunos trabajos se han centrado en estudiar solo los flujos de biomasa de un territorio dado (Krausmann et al. 2008; Soto et al. 2016). Otros trabajos, por su parte, estudian el sistema agrario en su conjunto, incluyendo los insumos abióticos (Risku-Norja y Mäenpää 2007; Kuskova et al. 2008). Se han desarrollado y adaptado otras herramientas complementarias a los flujos de energía y

materiales que permiten una mejor caracterización de los sistemas agrarios. Destacan: i) los balances de nutrientes (Cunfer y Krasumann 2009; Garrabou y González de Molina 2010; García-Ruiz et al. 2012; Tello et al. 2012); y ii) el estudio de la eficiencia energética mediante el estudio integrado de un conjunto de EROI's (Energy Return on Investment) aplicados a la agricultura (Guzmán y González de Molina 2016; Tello et al. 2016). Estos indicadores se han aplicado principalmente a nivel local, aunque empiezan a aparecer trabajos a escalas estatales (e.g., Guzmán et al. 2017). También es usual encontrar estudios de largo plazo que tratan de documentar la transición industrial en la agricultura: desde manejos preindustriales a manejos industrializados. Estas herramientas ofrecen información muy valiosa para el estudio metabólico de los sistemas agrarios que los modelos MFA o MuSIASEM no proporcionan. También se han realizado propuestas para el estudio del agua desde una perspectiva sociometabólica que son sin duda de gran interés para el análisis de los sistemas agrarios (Madrid-López y Giampietro 2015).

De manera transversal, además de indicadores de energía, materiales y sustancias, algunos estudios de MS han incorporado otros indicadores auxiliares para cuantificar el uso del territorio. El más habitual ha sido el de la Huella Ecológica (HE) (Wackernagel y Rees 1996), que estima el área bioproductiva necesaria por una economía. Las crecientes críticas a este indicador han hecho que en los últimos años otras propuestas, como la Virtual Land o la Embodied Land, hayan ocupado una presencia mayor en los estudios sobre requerimientos de tierra. En este caso se mide la tierra "real" requerida por el consumo o el comercio de biomasa (Kastner et al. 2012; 2014). En el caso de la agricultura se ha diseñado el Land Cost of Agrarian Sustainability (LACAs). Analiza el coste territorial de la producción agraria bajo diferentes manejos: orgánicos, tradicionales, industriales, etc. (Guzmán y González de Molina 2009; Guzmán et al. 2011).



Tabla 3. Metodologías utilizadas directa o indirectamente en estudios de Metabolismo Social.

Ámbito de análisis	Metodología
Análisis energéticos	Contabilidad del Flujo de Energía (EFA) Balances de Energía EROI (Energy Return on Investment) MuSIASEM Análisis del Ciclo de Vida (LCA)
Análisis de materiales	Contabilidad del Flujo de Materiales Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta (HANPP) Input Material por Unidad de Servicio (MIPS)
Sustancias	Contabilidad del Flujo de Sustancias (SFA)
Territorio	Huella Ecológica Tierra Virtual LACAs (Land Cost of Agrarian Sustainability)
Otros	Balances de carbono Agua Virtual Metabolismo Hídrico Balances de nutrientes

Fuente: elaboración propia.

La denominada rama del MI se caracteriza por el uso de herramientas que analizan la eficiencia productiva a nivel de producto o servicio, con metodologías como el Substance Flow Accounting (SFA), el Life Cycle Analysis (LCA) o el Material Inputs per Unit Service (MIPS). Todas ellas forman parte del amplio abanico de los MEFA aunque en rigor han resultado poco relevantes en los análisis sociometabólicos.⁵ Han sido, más bien, herramientas auxiliares para estimar otros flujos sí integrados en estudios de MS. Por ejemplo, el LCA es clave para estimar la energy embodied en uso de insumos agrarios contabilizados en los EROIs (ver Aguilera et al. 2015).

4. ¿Qué hemos aprendido? Principales contribuciones de la propuesta del Metabolismo Social

Hace ya tres décadas que empezaron a publicarse las primeras contribuciones sobre el metabolismo de las sociedades (cinco décadas si tenemos en cuenta los trabajos de metabolismo de las ciudades). Desde las

⁵ Discrepamos en este sentido de algunos trabajos que sí consideran estas herramientas como aproximaciones o propuestas propias de los estudios de MS (Gerber y Scheidel 2018:189).

diferentes escuelas citadas y haciendo uso de diferentes herramientas metodológicas, se han generado resultados que han permitido mediar en importantes debates académicos y políticos. Los resumimos a continuación.

4.1. Apropiación y uso de recursos

En el caso de los flujos de materiales han proliferado muchos estudios MFA a diferentes escalas temporales y territoriales. Han permitido reconstruir información del consumo de materiales con metodologías estandarizadas y con resultados comparables. En la actualidad contamos con información para todos los países del mundo en diferentes bases de datos entre las que destaca desde el punto de vista de la producción la de SERI (2008), con información desde 1980, y, desde el punto de vista del consumo, la de UNEP (2015), con información desde c. 1970. Otras muchas bases de datos ofrecen información MFA para períodos más recientes (EUROSTAT, OCDE, etc...).

En la actualidad resulta imposible hacer una revisión detallada de los trabajos que han realizado estimaciones MFA. En la Tabla 4 ofrecemos una selección de aquellos que añaden información para períodos anteriores a 1980. Encontramos estudios monográficos de varios países americanos, europeos y de la región Asia-Pacífico que empiezan su estudio en 1970. Para seis países (EEUU, Japón, Inglaterra, Checoslovaquia, España, Austria y la antigua URSS) contamos con reconstrucciones de más de un siglo de duración. Otros trabajos no incluidos en la Tabla 4 han estudiado la transición energética reconstruyendo series cuantitativas de largo plazo a escala internacional, aunque con una diferente metodología (v.gr. Grubler 2013; Kander et al. 2014).

¿Qué han aportado los resultados de todos estos estudios de caso a nuestro conocimiento sobre el consumo de recursos a escala global? En una perspectiva de largo plazo sabemos que el consumo general de recursos ha crecido rápidamente desde mediados del siglo XIX con la expansión de la



Revolución Industrial, aunque su gran aceleración ha tenido lugar a lo largo del siglo XX. Según el trabajo de Krausmann et al. (2009), en 1900 el consumo total de recursos era de 7,12 gigatoneladas (Gt). En 2009, había ascendido a 68,14 Gt (Figura 2a). Han crecido la extracción y el consumo de todos los tipos de recursos, especialmente los abióticos. En términos relativos, se revela una evidente transición hacia una economía de base inorgánica: en 1900, el 74% de los recursos consumidos eran biomasa. En el año 2009, estos solo representaban un 30%. En 1959, por primera vez, los recursos de abióticos fueron superiores a los bióticos (Figura 2c). Desde entonces, su cuota no ha dejado de crecer. En relación a otras variables sabemos que el crecimiento de recursos ha sido superior al de la población, que se ha multiplicado en el siglo XX por 4,4. Esto es, cada habitante consume hoy 2,2 veces más recursos que en 1900. No ocurre lo mismo en el caso del crecimiento económico. Este ha crecido a tasas muy superiores al consumo de recursos. Dicho de otra forma: la economía se ha desmaterializado en términos relativos (Figura 2a,b), aunque en términos absolutos el consumo ha seguido creciendo.

Tabla 4. Compendio de los principales trabajos MEFA.

America		
EEUU	1870-2005	Gierlinger y Krausmann (2012)
Argentina	1970-2009	Manrique et al. (2013)
Cuba	1970-2003	Eisenhut (2009)
Ecuador	1970-2006	Vallejo (2010)
México	1970-2003	González Martínez (2007)
Chile	1973-2000	Giljum (2004)
Colombia	1975-2007	Vallejo et al. (2011)
Asia-Pacific		
Australia	1970-2005	Schandl et al. (2008)
India	1961-2008	Singh et al. (2012)
Japón	1878-2005	Krausmann et al. (2011)
Europa		
Checoslovaquia	1830-2000	Kuskova et al. (2008)
Checoslovaquia	1855-2007	Kovanda y Hak (2011)
England	1855-1997	Schandl y Schulz (2002)
España	1860-2010	Infante-Amate et al. (2015)
España	1955-2000	Carpintero (2005)
Austria	1950-2000	Krausmann et al. (2004)

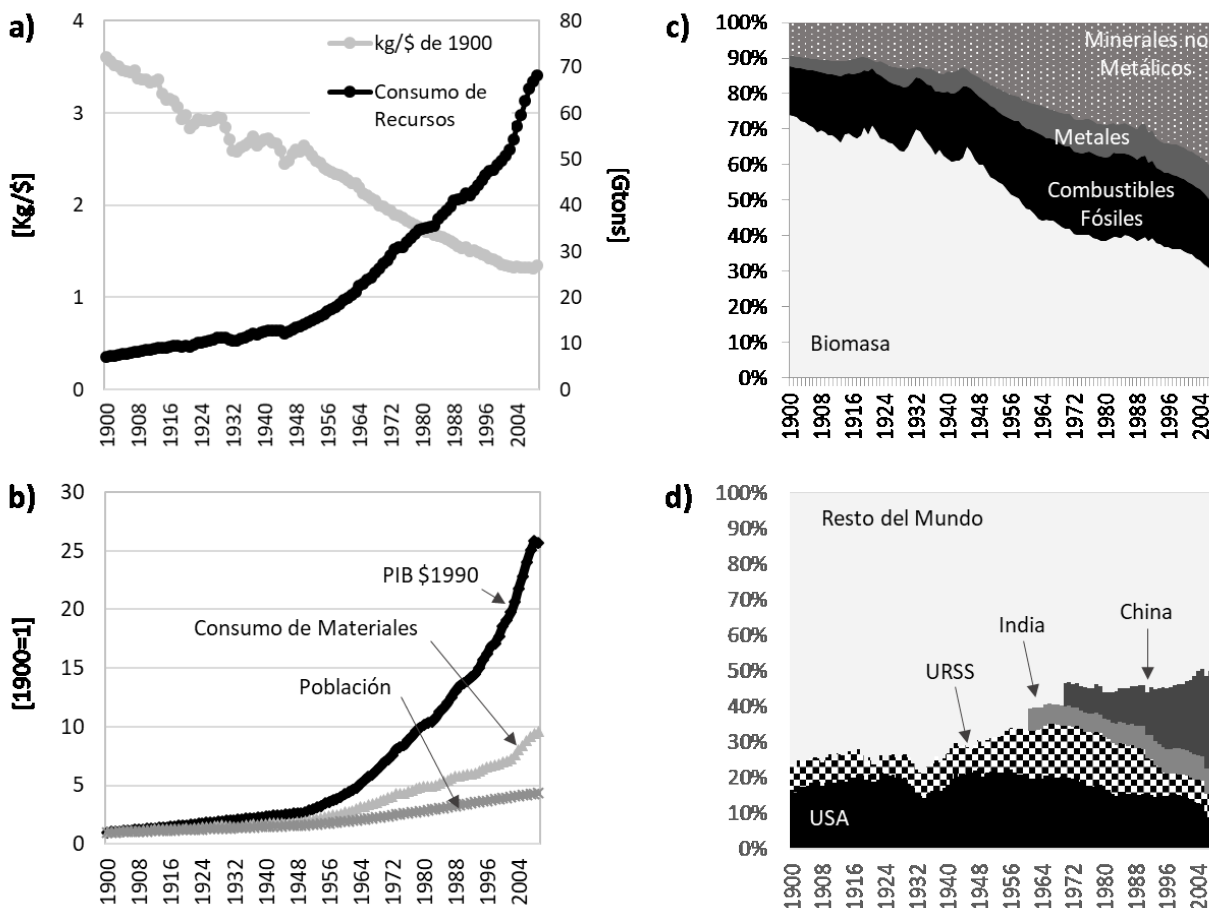
Finlandia	1970-1997	Mäenpää y Juutinen (2001)
Reino Unido	1970-2000	Sheerin y Branch (2002)
Multinational		
Mundial	1900-2009	Krausmann et al. (2009)
Former Soviet Union	1900-2000	Krausmann et al. (2016)
Asia-Pacífico (46 países)	1970-2005	Schandl y West (2010)
Australia, China y Japón	1970-2005	Schandl y West (2012)
Austria, Alemania, Japón, Holanda y Estado Unidos	1970-1994	Adriaanse et al. (1997) y Matthews et al. (2000)
Unión Europea - 15	1970-2001	Weisz et al. (2004)
Latinoamérica y Caribe (22 países)	1970-2008	West y Schandl (2013)

Fuente: elaboración propia.

La transición socio-metabólica presenta pautas regionales divergentes (Figura 2d). El consumo de recursos creció a medida que los países siguieron la senda de la industrialización empezada en Inglaterra (Kander et al. 2014). El desarrollo industrial se extendió por la Europa continental (Krausmann et al. 2008), así como por otros países como EEUU (Gierlinger y Krausmann 2011). La gran transformación global, empero, data de mediados del siglo XX, tras la Segunda Guerra Mundial, en lo que se ha venido a llamar el “Síndrome de los 50” (Pfister 2010) o “La Gran Aceleración” (Steffen et al. 2015). Desde 1970 algunos de los países industrializados han estabilizado su consumo de recursos, incluso con disminuciones per capita (Fischer-Kowalski y Swilling 2011, Wiedenhofer et al. 2013). Sin embargo, otras zonas del mundo como Latinoamérica (West y Schandl 2013) o la zona Asia-Pacífico (Schandl y West 2010) han multiplicado sus consumos desde tal período de forma que la tendencia global sigue siendo alcista (Valero y Naredo 1999; Krausmann et al. 2008). Este fenómeno se explica por un aumento del consumo en países en vías de industrialización, pero también por un desplazamiento de la huella material del consumo por parte de los países más ricos, cuya caída o estabilización en el consumo no solo se explica por mejoras de eficiencia en el consumo o la producción (Wiedmann et al. 2013).



Figura 2. a) Consumo de materiales mundial en miles de millones de toneladas (eje de la derecha) y tonelada consumida por unidad de PIB, medido en \$ de 1990. b) Consumo de materiales por grupo de producto, en porcentaje. c) Evolución del consumo de materiales (toneladas), PIB (\$ de 1990) y población, 1900=1. d) Consumo de materiales por países en porcentaje del consumo mundial.



Fuente: para el consumo de materiales basado en las referencias de la Tabla 2, especialmente en Krausmann et al. (2009). Para el PIB y la Población, Maddison (2014).

4.2. Desmaterialización

En 1990 apareció un influyente trabajo en *Scientific American* que parecía alentador (Goldemberg y Reddy 1990). Retomando ideas ya expuestas en los años setenta por Malenbaum (1978) los autores hacían notar que los países con mayores tasas de crecimiento estaban protagonizando un descenso en su intensidad energética, esto es, el uso de energía por unidad de PIB estaba cayendo. Apuntaban la existencia de un patrón análogo al descrito por Simon Kuznets en 1959 para el caso de las desigualdades económicas, pero, ahora, adaptado a la cuestión ambiental: en una

primera fase las economías tienden a mostrar una intensidad energética (o material) creciente, sin embargo, llegado un nivel de renta, se alcanza un punto de inflexión tras el cual la intensidad decrece. Dicho de otra forma: las economías podrían seguir creciendo haciendo un menor uso relativo de recursos.

El debate sobre la existencia de la Curva Ambiental de Kuznets (CAK) o sobre el turning point a partir del cual un nivel de renta permite reducir la presión ambiental, ha sido amplio en las dos últimas décadas. Las revisiones sobre el asunto parecen indicar que su existencia solo aparece en productos, zonas y marcos temporales específicos. Nunca como una generalidad (Dinda 2004).

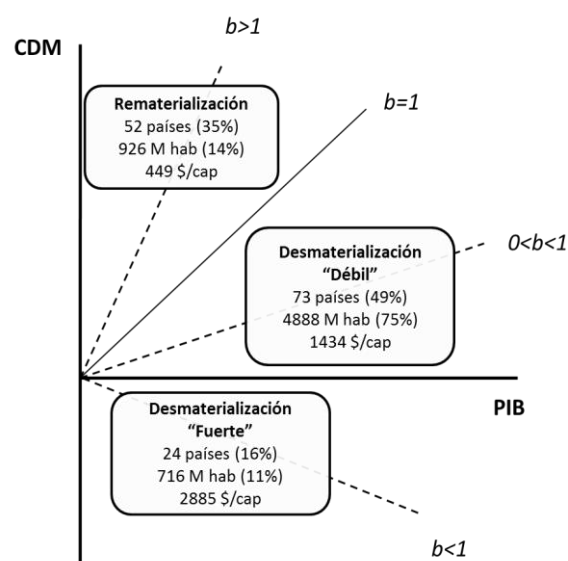


Una derivada de la CAK ha sido la relación entre crecimiento económico y consumo de recursos. Es una de las preguntas más repetidas en la literatura y ejerce como evidencia de sustentabilidad: ¿Es compatible el crecimiento económico con el consumo sostenible de recursos escasos? La proliferación de los trabajos MFA ha proporcionado información útil para estimar CAK en muchos casos desde una perspectiva material. La relación decreciente entre consumo de recursos y crecimiento económico ha sido estudiada en la literatura como desmaterialización (De Bruyn y Opschoor 1997) o decoupling (Fischer-Kowalski y Swilling 2011). Sin embargo, algunos autores señalaron que relacionar la presión ambiental al PIB tiene una utilidad relativa pues las dinámicas ecológicas operan ajenas a las crematísticas. Así, se terminó distinguiendo entre dos tipos de desmaterialización. Por un lado, la desmaterialización “débil o relativa”, que implica una reducción relativa del consumo de recursos respecto al crecimiento económico. Por otro, la “desmaterialización fuerte o absoluta” alude a una reducción en términos absolutos en el consumo de recursos (De Bruyn y Opschoor 1997; Cleveland y Ruth 1998). En relación al primer caso, se evidencia un proceso de “desmaterialización débil o relativa”. A fin de cuentas, la economía mundial se ha multiplicado por 25,7 mientras que el consumo de recursos lo ha hecho por 9,6. Sin embargo, sigue habiendo un proceso global de aumento en el consumo de recursos, cuya tasa anual de crecimiento sigue aumentando en las últimas décadas del siglo XX. En la Figura 2a mostramos la evolución decreciente de las toneladas de materiales consumidas por unidad de PIB y, también, la evolución creciente del consumo absoluto de recursos.

Un simple análisis estadístico en base a los datos del SERI (2008) y los datos de crecimiento económico de Maddison nos enseña que entre 1980 y 2010 solo 24 países, que representan un 11% de la población mundial, muestran una “desmaterialización fuerte”. Un total de 52 países que concentran el 14% de la población mundial muestran una rematerialización tanto

“absoluta” como “relativa”. El tercer grupo, el mayoritario, que reúne lo que ocurre en 73 países que concentran el 49% de la población mundial, revela una desmaterialización débil pero no una desmaterialización absoluta, esto es, su PIB crece a mayor ritmo que el consumo de recursos, pero el consumo de recursos sigue creciendo (Figura 3).

Figura 3. Análisis de la desmaterialización por países. Relación del Consumo Directo de Materiales y el PIB entre 1980 y 2008.



Fuente: Infante-Amate (2014).

Nota: Si $b=1$, el crecimiento del consumo de recursos es exactamente igual que el crecimiento económico. Si $0 < b < 1$, esto es, si el parámetro b está entre 0 y 1, nos informa de que existe un crecimiento en el consumo de recursos (rematerialización fuerte) pero a una tasa menor que el crecimiento económico (desmaterialización débil). Si $b=0$, el consumo de recursos se ha mantenido constante a lo largo del período estudiado y la economía ha crecido. Si $b < 0$, esto es, una pendiente negativa, hay un decrecimiento total del consumo de recursos.

A nivel regional se observa que las zonas del planeta cuyo consumo de recursos ha crecido más en relación a su PIB han sido Latinoamérica ($b=0,85$), África ($b=0,82$) y Asia ($b=0,74$). Oceanía y Norteamérica crecen a menor ritmo, pero siguen mostrando un



crecimiento en el consumo de recursos. Europa es la única región que ha estabilizado su consumo. ¿Significa esto que los países europeos están desarrollando prácticas más eficientes de consumo y/o producción mientras que el resto del mundo expande su consumo? No exactamente, aunque los datos de consumo directo ofrecidos por las estadísticas MFA pueden llevar a esa equívoca conclusión que obvia que la huella material de los países del Norte Global sigue creciendo (e.g., Wiedmann et al. 2013; Infante-Amate 2014).

4.3. Intercambio Ecológico Desigual

Otro gran debate en el que los estudios sobre MS han contribuido aportando interesantes resultados ha sido el de las relaciones socio-ecológicas interterritoriales. Reciclando las ideas de los teóricos de la dependencia que acuñaron la idea de intercambio económico desigual, se sostiene que los países con mayores niveles de renta desplazan los impactos ambientales de su desarrollo económico a territorios con menor nivel de renta (Muradian y Alier 2001; York et al. 2003; Giljum y Eisenmenger 2004).

Una manera de testar la existencia del Intercambio Ecológico Desigual (IED) ha sido analizar el intercambio de materiales entre territorios, para lo que indicadores como las BCF resultan de gran utilidad. Las BCF se estiman como la diferencia entre las importaciones y las exportaciones de materiales. (También equivalen a la diferencia entre el consumo doméstico y la extracción doméstica). La hipótesis de partida es que los países más pobres deben tener un perfil de exportador neto de materiales, además de una retribución desfavorable por tonelada comercializada.

Numerosos trabajos que han hecho uso de las BCF sostienen que desde un punto de vista material la teoría del IED se cumple (e.g., Fischer-Kowalski y Amann 2001; Giljum y Eisenmenger 2004; Muradian y Alier 2001; Muñoz et al. 2011). El trabajo más elocuente es el de Dittrich y Bringezu (2010) en el que se estimaron las BCF para la mayor parte de países del mundo entre 1961 y 2005.

Confirman que los países más ricos muestran BCF positivas (exportadores netos) y viceversa (también ver Dittrich et al. 2011). Dicho de otra forma, existe un flujo de recursos neto desde el Sur global al Norte global. Obviamente existen notables excepciones como los casos de Australia, USA o Noruega, países ricos que son exportadores netos. Y viceversa. Nuevos trabajos están analizando con metodologías MFA los legados coloniales del IED, mostrando para el caso de Francia una fuerte influencia en época colonial que tendió a desvanecerse tras los procesos de independencia y al surgimiento de nuevos actores globales, principalmente en Asia (Infante-Amate y Krausmann, en revisión).

No obstante, hay que tener presente que el debate sobre el IED trasciende el mero flujo de materiales entre países. Para testar esta hipótesis es necesario tomar en consideración otros indicadores (Moran et al. 2013), no solo biofísicos (Martínez-Alier y Guha 1997; Hornborg 2001).

4.4. Conflictos ecológico-distributivos

Una parte de los conflictos sociales tienen su origen en el acceso y aprovechamiento de los recursos naturales tanto a escala local como global. Una parte de estos conflictos, y la protesta que generan, han sido abordados desde la perspectiva metabólica siendo denominados como “conflictos ecológico-distributivos” (Martínez-Alier y O’Connor 1996). Pese a que se pueden documentar manifestaciones de este tipo de conflictos desde la Antigüedad (Guha y Martínez-Alier 1997), en las décadas finales del siglo XX, la escasez de muchos recursos estratégicos ha generado tensiones frecuentes entre diferentes actores en relación a los derechos de extracción de los recursos o sobre quién padece efectos ambientales negativos. El crecimiento de este tipo de conflictividad ambiental se ha asociado por estos autores al aumento constante experimentado por el consumo de recursos, especialmente después de la II Guerra Mundial. Este aumento nunca visto ha sido puesto de manifiesto precisamente por las aplicaciones



de la metodología MFA a distintos países y sus relaciones biofísicas tal y como acabamos de ver. Ello ha servido para contradecir la idea desarrollada desde algunas corrientes sociológicas que asocian la protesta ambiental con preocupaciones propias de sociedades postmaterialistas o postindustriales, sociedades que aparentemente tienen sus necesidades básicas cubiertas (Inglehart 1997). De esa manera, los estudios sobre MS han permitido caracterizar tales conflictos en muchas zonas del mundo tanto “desarrolladas” como “en desarrollo”, dotando al estudio de los movimientos sociales —no sólo a los movimientos ambientales— de una sólida base analítica material (Guha y Martínez-Alier 1997; Martínez-Alier 2003; Martínez-Alier et al. 2010; Healy et al. 2013; González de Molina et al. 2016). En esta dirección el proyecto Environmental Justice Organizations, Liabilities and Trade (EJOLT) representa el mejor y más ambicioso proyecto de vinculación de conflictividad y análisis biofísicos⁶ (e.g., Martínez-Alier et al. 2017).

4.5. La transición socio-ecológica y los regímenes socio-metabólicos

La periodificación de la historia se ha establecido atendiendo a factores del cambio social o cultural. Sin embargo, también es posible establecer cronologías basadas en las relaciones del hombre con el medio ambiente. El metabolismo de una sociedad, esto es, la forma en que consume y procesa energía y materiales de su medio ambiente, ha dibujado pautas cambiantes y reconocibles en perspectiva histórica.

Tradicionalmente se han subrayado tres grandes períodos históricos atendiendo a la relación de la sociedad con la naturaleza: el de cazadores-recolectores, el campesino y el industrial (Simmons 1989; Siefert 2001; Fischer-Kowalski y Haberl 1997, 2007; González de Molina y Toledo 2014). Las primeras sociedades fueron las de cazadores y recolectores, caracterizadas por un bajo

impacto sobre el medio, el consumo de productos silvestres y una baja apropiación de la Producción Primaria Neta (Boyden 1992). Hace aproximadamente 10 milenios se inició la transición a sociedades agrarias o campesinas mediante el desarrollo de la agricultura y la ganadería. El hombre domesticó plantas y animales y, con ello, diseñó una nueva forma de almacenar y consumir energía. Se colonizaron y se deforestaron territorios y aumentó la apropiación humana de biomasa. La segunda gran transición fue hacia la sociedad industrial, caracterizada por el uso masivo de recursos de origen inorgánico, así como por el desarrollo de tecnologías basadas en tales recursos. Esta transición supuso una profunda alteración en la apropiación y uso de los flujos energía y materiales. Desde una aproximación material de la historia se ha señalado la transición hacia el mundo industrial permitió romper las economías de estado estacionario y débil integración comercial a las que estaba sometido el mundo preindustrial (Wrigley 1990, 2010; Siefert 2001). Muchos autores han estudiado tales limitantes señalando a las sociedades anteriores a los combustibles fósiles como organic economies (Wrigley 1990, 2010), controlled solar energy systems (Siefert 2001), land-based energy systems (Fischer-Kowalski et al. 2007) o vegetable energy systems (Malanima 2006:102). Como quiera que sea, la evolución hacia el mundo industrial ha hecho que la especie humana se haya convertido en el principal agente de transformación ambiental, alentando la idea de una nueva era geológica: el Antropoceno (Steffen et al. 2015).

Esta perspectiva material de la historia ha hecho que muchos autores hayan propuesto nuevas cronologías en base a las cambiantes relaciones del hombre con el medio. Por ejemplo, se habla de ecological revolutions (Merchant 1987, 1989), means of transformation (Turner et al. 1993), means of using resources (Gadgil y Guha 1997), means of appropriation (Toledo 1995), means of subsistence (Fischer-Kowalski y Weisz 1999) y, también, socio-metabolic regimes (Krausmann et al. 2008; Siefert 2001).

⁶ Puede consultarse en <http://www.ejolt.org/>. Un atlas en el que se documentan casi 1500 conflictos se encuentra <http://ejatlas.org/> (última consulta el día 12 de marzo de 2016).



Tabla 5. Perfil metabólico de las tres grandes formas de relación sociedad -naturaleza.

	Unidad	Cazadores-Recolectores	Sociedades Agrarias	Sociedad Industrial
Uso de energía total por habitante	[GJ/hab/año]	10-20	40-70	150-400
Uso de materiales por habitante	[t/hab/año]	0,5-1	3-6	15-25
Densidad poblacional	[hab/km ²]	0,02-0,1	<40	<400
Población agrícola	[%]	-	>80	<10
Uso de energía total por superficie	[GJ/ha/año]	<0,01	<30	<600
Uso de materiales por superficie	[t/ha/año]	<0,001	<2	<50
Biomasa sobre el consumo de energía total	[%]	>99	>95	10-30

Fuente: Haberl et al. (2011).

Una de las principales aportaciones del MS ha sido la de caracterizar con una sólida base cuantitativa los perfiles metabólicos a lo largo de la historia, esto es, cuantificar con más rigor las interacciones hombre-naturaleza. En términos de consumo de materiales y energía, densidad poblacional, porcentaje de uso de la biomasa, población agrícola o productividad de la tierra es posible identificar patrones históricos de manera más robusta (e.g., Fischer-Kowalski y Haberl 1997) incluso permitiendo lecturas sociometabólicas de la transición al Antropoceno (Fischer-Kowalski et al. 2014) (Tabla 5).

4.6. La historia de las sociedades humanas

En términos historiográficos el MS ha contribuido decisivamente a replantear algunos debates sobre el pasado de la humanidad. El siglo XX fue el siglo del “todo es sociedad”, al decir de Ulrich Beck (2002). Los factores económicos –de mercado- o culturales se impusieron a las tradicionales visiones que ponían el acento en la base material como motor explicativo del proceso histórico. Para los economistas, el factor tierra desapareció de la famosa tríada tierra-capital-trabajo. Así, la historia económica ha centrado sus análisis en la esfera monetaria dejando de lado la base material de los procesos económicos (Naredo 1987). Los cultural studies, yendo más lejos, fiaron las principales explicaciones del cambio histórico a la esfera cultural, que aparecía no solo como motor del cambio sino como base interpretativa del mismo (la percepción como condicionante del relato). La historiografía del siglo XX perdió materialidad.

Sin embargo, más allá del viraje interpretativo, las sociedades pasadas seguían estando insertas en un universo material que condicionaba no solo el sustento sino el desarrollo exosomático. En contextos preindustriales estaban caracterizadas por fuertes limitantes para establecer fluidas redes comerciales (Fischer-Kowalski et al. 2013), lo que las obligaba a una integración de usos del suelo para obtener la mayor parte de sus recursos (González de Molina 2010). El comercio global se ceñía a periodos anteriores al XIX a las preciosities, productos de poco peso y mucho valor crematístico (Martínez-Alier 2007). La imposibilidad de importar cantidades significativas de nutrientes y energía hacían que estuvieran abocadas a un estado estacionario (Wrigley 1990). Por otro lado, el sustento cotidiano no dependía de bienes mercantilizados, sino que se completaba con la apropiación de una amplia gama de productos que no aparecen en las estadísticas oficiales y por tanto suelen ser obviados por los historiadores económicos (Dyer 1998; Infante-Amate 2012).

El MS ha servido para comprender mejor estos limitantes, así como la manera en la que condicionaron el crecimiento de sociedades tradicionales (Sieferle 2001; González de Molina 2002; Cussó et al. 2006). También ha servido para caracterizar crisis productivas en el pasado (Infante-Amate et al. 2014; Villa 2017). Estudios sobre el manejo de la fertilidad de la tierra en la Península Ibérica, Europa Central y los Great Plains de Norteamérica (Cunfer y Krausmann 2009; Garrabou y González de Molina 2010), se ha puesto de manifiesto que la crisis finisecular fue también provocada por el dumping ambiental del norte de América, que podía



ofrecer de manera más eficiente granos al nuevo mundo al estar colonizando una frontera agrícola con suelos muy fértiles. Se han ofrecido nuevas interpretaciones sobre el pretendido retraso productivo de las agriculturas secas (González de Molina 2002) o el carácter de la especialización agraria del Mediterráneo (Infante-Amate 2012) en los últimos dos siglos. Todos estos debates se habían resuelto en base a explicaciones crematísticas, culturales o institucionales propias de la historia económica o la historia cultural. Las herramientas del MS han proporcionado nuevos argumentos de base biofísica para releer algunos debates historiográficos.

4.7. El metabolic rift y la historia del capitalismo

Dentro del amplio espectro analítico que cubre aproximación del MS, una idea con importante presencia en las ciencias sociales, especialmente entre la sociología y la antropología norteamericana, ha sido la del Metabolic Rift. En el siglo XIX buena parte de la química agrícola, entre la que destacó Justus von Liebig, alertó de la pérdida de fertilidad de los suelos en buena medida debido a las transferencias de nutrientes del campo a la ciudad. Karl Marx, según ha documentado Foster (1999), prestó un gran interés a tales trabajos, hasta el punto de señalar la Revolución agrícola y el surgimiento del capitalismo agrario como una suerte de “brecha metabólica” mediante la cual las nuevas relaciones socioeconómicas estaban causando una creciente degradación ambiental. Foster, junto con otros colegas de la llamada “Escuela de Oregón”, retomaron la idea, vinculada en principio a los cambios agrarios decimonónicos, para elaborar una teoría mucho más amplia de la evolución capitalista en clave ecológica. Sus aportaciones han combinado análisis teóricos (Foster 1999, 2016) con una sólida evidencia empírica (York et al. 2003; Jorgenson y Burns 2007; Jorgenson y Clark 2011) en los que tratan de explicar la íntima asociación entre capitalismo y degradación ambiental, entendiendo tal proceso como una “brecha metabólica” iniciada con el surgimiento del

capitalismo. En la misma dirección, otros autores como Jason W. Moore sostienen que el capitalismo no es solo un sistema que provoca un régimen ecológico específico, sino que es un régimen ecológico en sí mismo caracterizado por la degradación y la desigualdad persistentes. Esta interpretación le ha servido de base para plantear la noción, cada vez más extendida, de “Capitaloceno” (Moore 2014). Sus contribuciones han sido de interés no solo para contextualizar y caracterizar los procesos de IEE sino para explicar las causas de este fenómeno.

5. Conclusiones

El concepto de MS tiene sus orígenes en el siglo XIX. Desde esa fecha apareció, en diferentes disciplinas, como una metáfora de la noción biológica de metabolismo. Se utilizó de manera poco articulada y fragmentaria con fines diversos: desde el análisis de la movilidad social hasta el estudio de los procesos de urbanización. En la década de los noventa del siglo XX se formalizó el concepto en el marco de los estudios socioambientales, retomando las obras de los fundadores de la Economía Ecológica, para crear un corpus teórico y metodológico propio. De un tiempo a esta parte, ha contado con un indudable éxito entre numerosas disciplinas que lo han adaptado con objetivo común: comprender mejor las interacciones biofísicas de las sociedades con el medio ambiente. Cómo abordar metodológicamente este asunto ha hecho que se hayan desarrollado nuevas herramientas ex professo para la contabilización de los flujos de energía y materiales. Sin embargo, también ha sido habitual reciclar propuestas ya existentes (balances de energía, balances de nutrientes...) así como otros indicadores de sustentabilidad e impacto ambiental más recientes con importante poder explicativo para caracterizar perfiles sociometabólicos (como la Huella Ecológica, por ejemplo).

La reciente profusión de su uso ha hecho que la propia noción de MS, así como las diferentes herramientas metodológicas utilizadas, hayan derivado en una cierta indefinición: bajo el apelativo de MS se



integran análisis tan diversos como la historia de los sistemas agrarios, los conflictos ambientales o la desmaterialización de la economía. La buena noticia es que todos ellos tienen algo en común: el interés por comprender la base biofísica de los procesos sociales, lo que ha generado un corpus tanto teórico como empírico muy abundante e innovador. Un objetivo de este trabajo era el de resumir las principales contribuciones aludiendo a debates que han salido reforzados y que incluyen: el intercambio ecológico desigual, la caracterización de sociedades campesinas, las relaciones entre el consumo de recursos y el crecimiento económico o las transiciones históricas en el largo plazo. La mala noticia es que bajo el amplio paraguas que representa el MS, las aproximaciones al mismo llegan a presentar evidentes divergencias no solo metodológicas sino epistemológicas: ¿es el MS una nueva teoría del cambio social o simplemente un elegante arsenal de metodologías socio-ecológicas? En futuros trabajos queremos dar respuesta a esta pregunta analizando críticamente las diferentes aproximaciones y escuelas del MS. También queremos utilizar este balance -sobre su pasado- para discutir cuáles pueden o deben ser las estrategias futuras para seguir haciendo del MS una herramienta útil y versátil para las disciplinas híbridas, la investigación transdisciplinar y el pensamiento complejo.

6. Bibliografía

- Adriaanse, A., Bringezu, S., Hammond, A., Moriguchi, Y., Rodenburg, E., Rogich, D., y Schütz, H., 1997. Resource flows: the material basis of industrial economies. World Resources Institute, Washington.
- Aguilera, E., Guzmán Casado, G., Infante-Amate, J., Soto Fernández, D., García-Ruiz, R., Herrera, A., Villa, I., Torremocha, E., Carranza, G. y González de Molina, M., 2015. Embodied energy in agricultural inputs. Incorporating a historical perspective. Working Papers Sociedad Española de Historia Agraria, 15-14.
- Ayres, R. U. y Ayres, L. W. (eds), 2002. A handbook of industrial ecology. Edward Elgar Publishing, Massachusetts.
- Ayres, R. U. y Kneese, A.V., 1969. Production, consumption, and externalities. *The American Economic Review* 6: 282-297.
- Ayres, R. U., 1989. Industrial metabolism, en Ausubel, J. y Sladovich, H. (eds) *Technology and environment*. National Academy Press, Washington, pp. 23-49.
- Baccini, P. y Brunner, P.H., 1991. *Metabolism of the Anthroposphere*. Springer, Heidelberg.
- Beck, U., 2002. *La sociedad del riesgo global. Siglo XXI*, Madrid.
- Boulding, K. E., 1966. *Economic analysis*. Harper & Row, New York.
- Boulding, K. E., 1978. *Ecodynamics. A new theory of societal evolution*. Sage Pub, California.
- Boyden, S.V., 1992. *Biohistory: The Interplay Between Human Society and the Biosphere - Past and Present*. Unesco, Paris.
- Bringezu, S., 1993. Towards increasing resource productivity: How to measure the total material consumption of regional or national economies. *Fresenius Environmental Bulletin* 2(8): 437-442.
- Bringezu, S., Fischer-Kowalski, M., Kleijn, R. y Palm, V., 1998a. Analysis for action: Support for policy towards sustainability by material flow accounting. Proceedings of the Conaccount Conference. Wuppertal Institute, Wuppertal.
- Bringezu, S., Fischer-Kowalski, M., Kleijn, R. y Palm, V., 1998b. The ConAccount agenda: The concerted action on material flow analysis and its agenda for research and development. Wuppertal Institute, Wuppertal.
- Bringezu, S., Fischer-Kowalski, M., Kleijn, R. y Palm, V., 1997. Analysis for action: support for policy towards sustainability by material flow accounting. Proceedings of the ConAccount Conference. Wuppertal Institute, Wuppertal.
- Bringezu, S. y Moriguchi, Y., 2002. Material flow analysis, en Ayres, R. U. y Ayres, L. W.,



A handbook of industrial ecology. Edward Elgar Publishing, Massachusetts, pp. 79-90.

Burgess, E.W., 1967. The growth of the city: an introduction to a research project. Ardent Media.

Carpintero, O., 2005. El metabolismo de la economía española. Recursos naturales y huella ecológica (1995-2000). Fundación César Manrique, Lanzarote.

Cleveland, C.J. y Ruth, M., 1998. Indicators of dematerialization and the materials intensity of use. *Journal of Industrial Ecology* 2(3): 15-50.

Cunfer, G. y Krausmann, F., 2009. Sustaining soil fertility: Agricultural practice in the Old and New Worlds. *Global Environment* 4: 8-47.

Cussó, X., Garrabou, R. y Tello, E., 2006. Social metabolism in an agrarian region of Catalonia (Spain) in 1860-1870: flows, energy balance and land use. *Ecological Economics* 58(1): 49-65.

Daly, H., 1973. *Toward A Steady Estate Econmy*. W.H. Freeman, San Francisco.

De Bruyn, S.M. y Opschoor, J.B., 1997. Developments in the throughput-income relationship: theoretical and empirical observations. *Ecological Economics* 20(3): 255-268.

Dinda, S., 2004. Environmental Kuznets Curve Hypothesis: A Survey. *Ecological Economics* 49(4): 431-455.

Dittrich, M., Bringezu, S. y Schütz, H., 2012. The physical dimension of international trade, part 2: Indirect global resource flows between 1962 and 2005. *Ecological Economics* 79: 32-43.

Dittrich, M., y Bringezu, S., 2010. The physical dimension of international trade: Part 1: Direct global flows between 1962 and 2005. *Ecological Economics* 69(9): 1838-1847.

Dyer, C., 1998. La historia de los niveles de vida en Inglaterra, 1200-1800. Problemas y enfoques. *Historia Agraria* 16: 101-117.

Eisenhut, S., 2009. National Material Flow Analysis: Cuba. Master Thesis, Vienna.

Eurostat, 2001. Economy-wide material flow accounts and derived indicators: A methodological guide. Eurostat, European Commission, Luxembourg.

Fischer-Kowalski, M. y Haberl H., 1997. Tons, joules and money: modes of production and their sustainability problems. *Society and Natural Resources* 10(1): 61-85.

Fischer-Kowalski, M. y Haberl, H. (eds), 2007. Socioecological transitions and global change: Trajectories of social metabolism and land use. Edward Elgar Publishing, Massachusetts.

Fischer-Kowalski, M. y Hüttler, W., 1998. Society's metabolism. The Intellectual History of Materials Flow Analysis, Part II, 1970-1998. *Journal of Industrial Ecology* 2(4): 107-136

Fischer-Kowalski, M. y Swilling, M., 2011. Decoupling: natural resource use and environmental impacts from economic growth. United Nations Environment Programme.

Fischer-Kowalski, M. y Weisz, H., 1999. Society as hybrid between material and symbolic realms. *Advances in Human Ecology* 8: 215-251.

Fischer-Kowalski, M., Krausmann, F. y Smetschka, B., 2013. Modelling transport as a key constraint to urbanisation in pre-industrial societies, en Singh, S. J., Haberl, H., Schmid, M., Mirtl, M. y Chertow, M. Long term socio-ecological research. *Studies in Society: Nature Interactions Across Spatial and Temporal Scales*. Springer, New York, pp. 77-101.

Fischer-Kowalski, M., 1997. Society's metabolism: on the childhood and adolescence of a rising conceptual star, en Redclift, M. y Goodgate, W. (ed) *The international handbook of environmental sociology*, Edward Elgar, Masachussetts.

Fischer-Kowalski, M., 1998. Society's Metabolism. The Intellectual History of Materials Flow Analysis, Part I, 1860- 1970. *Journal of Industrial Ecology* 2: 61-78.

Fischer-Kowalski, M., 2002. Exploring the history of industrial metabolism, en Ayres, R. U. y Ayres, L. W. (eds) *A handbook of*



industrial ecology. Edward Elgar Publishing, Massachusetts, p. 16-26.

Fischer-Kowalski, M., Krausmann, F. y Pallua, I., 2014. A sociometabolic reading of the Anthropocene: Modes of subsistence, population size and human impact on Earth. *The Anthropocene Review* 1: 8-33.

Fischer-Kowalski, M., y Amann, C., 2001. Beyond IPAT and Kuznets curves: globalization as a vital factor in analysing the environmental impact of socio-economic metabolism. *Population and Environment* 23(1): 7-47.

Fischer-Kowalski, M., y Haberl, H., 1993. Metabolism and colonization. Modes of production and the physical exchange between societies and nature. *Innovation: The European Journal of Social Science Research* 6(4): 415-442.

Foster, J. B., y Burkett, P., 2016. *Marx and the Earth: An Anti-Critique*. Brill, Boston.

Foster, J.B., 1999. 'Marx's theory of metabolic rift: Classical foundations for environmental sociology'. *American Journal of Sociology* 105(2): 366-405

Gadgil, M. y Guha, R., 1993. *This Fissured Land: An Ecological History of India*. Oxford University Press, Oxford.

García-Ruiz, R., González de Molina, M., Guzmán, G., Soto, D. e Infante-Amate, J., 2012. Guidelines for Constructing Nitrogen, Phosphorus, and Potassium Balances in Historical Agricultural Systems. *Journal of Sustainable Agriculture* 36(6): 650-682.

Garrabou, R. y González de Molina, M., 2010. La reposición de la fertilidad en los sistemas agrarios tradicionales. *Icaria*, Barcelona.

Georgescu-Roegen, N., 1971. *The entropy law and the economic process*. Harvard University Press, Massachusetts.

Gerber, J. F. y Scheidel, A., 2018. In Search of Substantive Economics: Comparing Today's Two Major Socio-metabolic Approaches to the Economy—MEFA and MuSIASEM. *Ecological Economics* 144: 186-194.

Giampietro, M., 2006. Comments on "The energetic metabolism of the European Union and the United States" by Haberl and colleagues: Theoretical and practical considerations on the meaning and usefulness of traditional energy analysis. *Journal of Industrial Ecology* 10(4): 173-185.

Giampietro, M. y Mayumi, K., 2000. Multiple-scale integrated assessments of societal metabolism: integrating biophysical and economic representations across scales. *Population and Environment* 22(2): 155-210.

Giampietro, M., Mayumi, K. y Martínez-Alier, J., 2000. Introduction to the special issues on societal metabolism: Blending new insights from complex system thinking with old insights from biophysical analyses of the economic process. *Population & Environment* 22(2): 97-108.

Giampietro, M., Mayumi, K. y Sorman, A. H., 2011. *The metabolic pattern of societies: where economists fall short*. Routledge, London.

Gierlinger, S. y Krausmann, F., 2012. The Physical Economy of the United States of America. *Journal of Industrial Ecology* 16(3): 365-377.

Giljum, S. y Eisenmenger, N., 2004. North-South trade and the distribution of environmental goods and burdens: a biophysical perspective. *The Journal of Environment & Development* 13(1): 73-100.

Giljum, S., 2004. Trade, materials flows, and economic development in the South: the example of Chile. *Journal of Industrial Ecology* 8(1- 2): 241-261.

González de Molina, M. y Toledo, V.M., 2011. *Metabolismos, naturaleza e historia. Una teoría de las transformaciones socio-ecológicas*. Icaria, Barcelona.

González de Molina, M. y Toledo, V.M., 2014. *The Social Metabolism. A Socio-Ecological Theory of Historical Change*. Springer, New York.

González de Molina, M., 2002. Environmental constraints on agricultural growth on 19th century Granada (Southern Spain). *Ecological Economics* 41: 257-270.



González de Molina, M., 2010. A guideline to studying the socio-ecological transition in european agriculture, Sociedad Española de Historia Agraria. Documentos de Trabajo SEHA. DT-SEHA, N. 10-06.

González de Molina, M., Soto Fernández, D. y Garrido Peña, F., 2016. Los conflictos ambientales como conflictos sociales. Una mirada desde la ecología política y la historia. *Ecología Política* 50: 31-38.

González Martínez, A.C., 2007. Material flow accounting of Mexico (1970-2003). Sources and methods (No. 2007-01). Universitat Autònoma de Barcelona, Departament d'Economia i Història Econòmica, Unitat d'Història Econòmica.

Greer, S. A., 1962. The emerging city: Myth and reality. Transaction Books.

Grubler, A., 2013. Energy transitions, en Cleveland, C.J. (ed) *Encyclopedia of Earth. Energy*.

<http://www.eoearth.org/view/article/152561> (última consulta el 13 de marzo de 2015).

Guha, R., y Martínez-Alier, J., 1997. Varieties of environmentalism: essays North and South. Earthscan Publications, London & New York.

Guzmán, G. I. y González de Molina, M., 2017. Energy in Agroecosystems: A Tool for Assessing Sustainability. CRC Press, Boca Raton.

Guzmán, G.I. y González de Molina, M., 2009. Preindustrial agriculture versus organic agriculture: The land cost of sustainability. *Land Use Policy* 26(2): 502-510.

Guzmán, G.I., González de Molina, M. y Alonso, A., 2011. The land cost of agrarian sustainability. An assessment. *Land Use Policy* 28(4): 825-835.

Haberl, H., Fischer-Kowalski, M., Krausmann, F., Martínez-Alier, J., y Winiwarter, V., 2011. A Socio-metabolic Transition towards Sustainability? Challenges for Another Great Transformation. *Sustainable Development* 19: 1-14.

Hartshorne, E.Y., 1940. Metabolism Indices and the Annexation of Austria: A Note on Method. *American Journal of Sociology* 45(6): 899-917.

Healy, H., Martínez-Alier, J., Temper, L., Walter, M., y Gerber, J.F. (eds), 2013. *Ecological Economics from the Ground Up*. Routledge, London.

Hornborg, A., 2001. The power of the machine: Global inequalities of economy, technology, and the environment. Rowman Altamira, Oxford.

Infante-Amate, J., 2014. La desmaterialización de la economía mundial a debate. Consumo de recursos y crecimiento económico (1980-2008). *Revista de Economía Crítica* 60, 60-81.

Infante-Amate, J., 2012. The Ecology and History of the Mediterranean Olive Grove: The Spanish Great Expansion, 1750-2000. *Rural History* 23(02): 161-184.

Infante-Amate, J., González de Molina, M., Vanwalleghem, T., Soto, D. y Gómez, J.A., 2014. Reconciling Boserup with Malthus. Agrarian Change and Soil Degradation in Olive Orchards in Spain (1750-2000), en Fischer-Kowalski, M. (ed.), *Ester Boserup's Legacy on Sustainability: Orientations for Contemporary Research*. Springer, New York, pp. 99-116.

Infante-Amate, J., Soto, D., Aguilera, E., García-Ruiz, R., Guzmán, G., Cid, A. y González de Molina, M., 2015. The Spanish Transition to Industrial Metabolism. Long-Term Material Flow Analysis (1860-2010). *Journal of Industrial Ecology*.

Infante-Amate, J. y Krausmann, F., en revisión. Trade, Ecologically Unequal Exchange and Colonial Legacy: The Case of France.

Inglehart, R., 1997. Modernization and postmodernization: Cultural, economic, and political change in 43 societies. Princeton University Press, Princeton.

JEA, Japan Environment Agency, 1992. Quality of the environment in Japan 1992. Japan Environment Association, Tokyo

Jorgenson, A.K. y Burns, T.J., 2007. The political-economic causes of change in the ecological footprints of nations, 1991–2001: a quantitative investigation. *Social Science Research* 36(2): 834-853.



Jorgenson, A.K. y Clark, B., 2011. Societies consuming nature: a panel study of the ecological footprints of nations, 1960–2003. *Social Science Research* 40(1): 226-244.

Kander, A., Malanima, P. y Warde, P., 2014. *Power to the People: Energy in Europe over the Last Five Centuries*. Princeton University Press, Princeton.

Kander, A., Warde, P., Henriques, S. T., Nielsen, H., Kulionis, V. y Hagen, S., 2017. International trade and energy intensity during European industrialization, 1870–1935. *Ecological Economics* 139: 33-44.

Kastner, T., Erb, K. H. y Haberl, H., 2014. Rapid growth in agricultural trade: effects on global area efficiency and the role of management. *Environmental Research Letters* 9(3): 034015.

Kastner, T., Rivas, M. J. I., Koch, W. y Nonhebel, S., 2012. Global changes in diets and the consequences for land requirements for food. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109(18): 6868-6872.

Kovanda, J., y Hak, T., 2011. Historical perspectives of material use in Czechoslovakia in 1855–2007. *Ecological Indicators* 11(5), 1375-1384.

Krausmann, F., Fischer-Kowalski, M., Schandl, H. y Eisenmenger, N., 2008. The global sociometabolic transition. *Journal of Industrial Ecology* 12(5- 6): 637-656.

Krausmann, F., Gaugl, B., West, J. y Schandl, H., 2016. The metabolic transition of a planned economy: Material flows in the USSR and the Russian Federation 1900 to 2010. *Ecological Economics* 124: 76-85.

Krausmann, F., Gingrich, S. y Nourbakhch- Sabet, R., 2011. The Metabolic Transition in Japan. *Journal of Industrial Ecology* 15(6): 877-892.

Krausmann, F., Gingrich, S., Eisenmenger, N., Erb, K. H., Haberl, H. y Fischer-Kowalski, M., 2009. Growth in global materials use, GDP and population during the 20th century. *Ecological Economics*, 68(10): 2696-2705.

Krausmann, F., Haberl, H., Erb, K. H. y Wackernagel, M., 2004. Resource flows and land use in Austria 1950–2000: using the

MEFA framework to monitor society–nature interaction for sustainability. *Land Use Policy* 21(3): 215-230.

Kuskova, P., Gingrich, S., Krausmann, F., 2008. Long term changes in social metabolism and land use in Czechoslovakia, 1830–2000: an energy transition under changing political regimes. *Ecological Economics* 68(1): 394-407.

Lutter, S., Giljum, S. y Bruckner, M., 2016. A review and comparative assessment of existing approaches to calculate material footprints. *Ecological Economics* 127: 1-10.

Maddison, A. 2014. *Statistics on World Population, GDP and Per Capita GDP, 1-2008* AD. <http://www.ggdc.net/maddison/oriindex.htm>

Madrid- López, C. y Giampietro, M., 2015. The Water Metabolism of Socio- Ecological Systems: Reflections and a Conceptual Framework. *Journal of Industrial Ecology* 19(5): 853-865.

Mäenpää, I. y Juutinen, A., 2001. Materials flows in Finland: Resource use in a small open economy. *Journal of Industrial Ecology* 5(3): 33-48.

Malanima, P., 2006. Energy crisis and growth 1650-1850: the European deviation in a comparative perspective. *Journal of Global History* 1: 101-121.

Malenbaum, W., 1978. *World demand for raw materials in 1985 and 2000*. McGraw Hill, New York.

Manrique, P.L., Brun, J., González- Martínez, A.C., Walter, M., y Martínez- Alier, J., 2013. The Biophysical Performance of Argentina (1970–2009). *Journal of Industrial Ecology* 17: 590-604.

Martínez-Alier, J. y O'Connor, M. 1996. *Ecological and Economic Distribution Conflicts*, en Costanza, R. Segura, O. y Martínez-Alier, J. (eds) *Getting Down to Earth- Practical Applications of Ecological Economics*. Island Press, Washington, pp. 153-184.

Martínez-Alier, J., 1987. *Ecological Economics: Energy, Environment and Society*. Blackwell, Oxford.



- Martínez-Alier, J., 2003. The environmentalism of the poor: a study of ecological conflicts and valuation. Edward Elgar Publishing, Massachusetts.
- Martínez-Alier, J., 2007. Marxism, Social Metabolism, and International Trade, en Hornborg, A., Martínez-Alier, J.M. y McNeill, J.M. (eds) *Rethinking environmental history: world-system history and global environmental change*. Altamira Press, Plymouth, pp. 221-238.
- Martínez-Alier, J., Kallis, G., Veuthey, S., Walter, M. y Temper, L., 2010. Social metabolism, ecological distribution conflicts, and valuation languages. *Ecological Economics* 70(2): 153-158.
- Martínez-Alier, J., Temper, L., Walter, M. y Demaria, F., 2017. Social Metabolism and Ecological Distribution Conflicts in India and Latin America. *Green Economy Reader* 311-332.
- Matthews, E. y Hutter, C. (eds), 2000. *The weight of nations*. World Resources Institute, Washington
- Merchant, C., 1987. The theoretical structure of ecological revolutions. *Environmental Review* 11: 265-274.
- Merchant, C., 1989. *Ecological Revolutions: nature, gender and science in New England*. University of North Carolina Press, North Carolina.
- Moore, J.W., 2014. *The Capitalocene, Part I: On the Nature and Origins of Our Ecological Crisis*. Binghamton University Fernand Braudel Center.
- Moran, D.D., Lenzen, M., Kanemoto, K. y Geschke, A., 2013. Does ecologically unequal exchange occur? *Ecological Economics* 89: 177-186.
- Muñoz, P., Giljum, S. y Roca, J., 2009. The raw material equivalents of international trade. *Journal of Industrial Ecology*, 13(6): 881-897.
- Muradian, R. y Martínez-Alier, J., 2001. South-North materials flow: history and environmental repercussions. *Innovation: The European Journal of Social Science Research* 14(2): 171-187.
- Naredo, J. M., 1987. *La economía en evolución: historia y perspectivas de las categorías básicas del pensamiento económico*. Siglo XXI, Madrid.
- Odum, E., 1969. The strategy of ecosystems development. *Science* 164: 262-270.
- Park, R.E., 1926. The concept of position in sociology. *Publications of the American Sociological Society* 20: 1-14.
- Pauliuk, S. y Hertwich, E. G., 2015. Socioeconomic metabolism as paradigm for studying the biophysical basis of human societies. *Ecological Economics* 119: 83-93.
- Pfister, C., 2010. The "1950s syndrome" and the transition from a slow-going to a rapid loss of global sustainability, en Uekoetter, F. (ed) *The Turning Points of Environmental History*, University of Pittsburgh Press, Pittsburg.
- Reddy, A.K. y Goldemberg, J., 1990. Energy for the developing world. *Scientific American*, 263(3): 110-18.
- Risku-Norja, H. y Mäenpää, I., 2007. MFA model to assess economic and environmental consequences of food production and consumption. *Ecological Economics*, 60(4), 700-711.
- Ryder, N.B., 1965. The Cohort as a Concept in the Study of Social Change. *American Sociological Review* 30: 843-861.
- Sarkar, B.K., 1937. Social Metabolism in Its Bearings on Progress. *Social Forces* 16: 169-177.
- Schandl, H. y Schulz, N., 2002. Changes in the United Kingdom's natural relations in terms of society's metabolism and land-use from 1850 to the present day. *Ecological Economics* 41(2): 203-221.
- Schandl, H. y West, J., 2010. Resource use and resource efficiency in the Asia-Pacific region. *Global Environmental Change* 20(4): 636-647.
- Schandl, H. y West, J., 2012. Material flows and material productivity in China, Australia, and Japan. *Journal of Industrial Ecology* 16(3): 352-364.
- Schandl, H., Poldy, F., Turner, G.M., Measham, T.G., Walker, D. H. y



Eisenmenger, N., 2008. Australia's resource use trajectories. *Journal of Industrial Ecology* 12(5- 6): 669-685.

Schmidt, A., 1971. *Der Begriff der Natur in der Lehre von Marx*. Europäische Verlagsanstalt, Frankfurt.

Schmidt-Bleek, F., 1993. MIPS. A universal ecological measure? *Fresenius Environmental Bulletin* 2(6): 306-311.

SERI, 2008. The online portal for material flow data. <http://www.materialflows.net/data/datadownload/> (última consulta, 13 de marzo de 2015).

Sheerin, C. y Branch, E.A., 2002. UK material flow accounting. *Economic Trends* 583: 53-61.

Sieferle, R.P., 2011. Cultural evolution and social metabolism. *Geografiska Annaler: Series B, Human Geography* 93(4): 315-324.

Sieferle, R.P., 2001. *The subterranean forest: energy systems and the industrial revolution*. White Horse Press, Cambridge.

Simmons, I.G., 2008. *Global Environmental History 1000 BC to AD 2000*. Edinburgh University Press, Edinburgh.

Singh, S. J., Haberl, H., Schmid, M., Mirtl, M. y Chertow, M. (eds), 2013. Long term socio-ecological research. *Studies in Society: Nature Interactions Across Spatial and Temporal Scales*. Springer, New York.

Singh, S. J., Krausmann, F., Gingrich, S., Haberl, H., Erb, K. H., Lanz, P. y Temper, L., 2012. India's biophysical economy, 1961–2008. Sustainability in a national and global context. *Ecological Economics* 76, 60-69.

Soto, D., Infante-Amate, J., Guzmán, G. I., Cid, A., Aguilera, E., García-Ruiz, R., y González de Molina, M., 2016. The social metabolism of biomass in Spain, 1900–2008: From food to feed-oriented changes in the agro-ecosystems. *Ecological Economics*, 128, 130-138.

Steffen, W., Broadgate, W., Deutsch, L., Gaffney, O. y Ludwig, C., 2015. The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration. *The Anthropocene Review*.

Steurer, A., 1992. Material flow balance for Austria 1988. *Social Ecology Working Paper*, 26.

Tello, E., Galán, E., Sacristán, V., Cunfer, G., Guzmán, G. I., González de Molina, M., Krausmann, F., Gingrich, S., Padró, R., Marco, I. y Moreno-Delgado, D., 2016. Opening the black box of energy throughputs in farm systems: A decomposition analysis between the energy returns to external inputs, internal biomass reuses and total inputs consumed (the Vallès County, Catalonia, c. 1860 and 1999). *Ecological Economics* 121:160-174.

Tello, E., Garrabou, R., Cussó, X., Olarieta, J. R. y Galán, E., 2012. Fertilizing Methods and Nutrient Balance at the End of Traditional Organic Agriculture in the Mediterranean Bioregion: Catalonia (Spain) in the 1860s. *Human Ecology* 40(3): 369-383.

Toledo, V., & González de Molina, M. (2007). El metabolismo social: las relaciones entre la sociedad y la naturaleza, en Garrido Peña, F., González de Molina, M., Serrano, J. L. y Solana, J. L., *El paradigma ecológico en las Ciencias Sociales*. Icaria, Barcelona, pp. 85-112.

Toledo, V.M. y García-Frapolli, E., 2008. *Metabolismos Rurales*. Monográfico en *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*.

Toledo, V.M., 1995. Campesinidad, agroindustrialidad, sostenibilidad: los fundamentos ecológicos e históricos del desarrollo rural. *Cuadernos de Trabajo* 3: 1-45.

Turner, B. L. (ed), 1991. *Earth as Transformed by Human Action*. Cambridge University Press, Cambridge.

UNEP, 2015. Material flow dataset. <https://undatacatalog.org/dataset/material-flow-dataset-0> (consultado el 18 de octubre de 2017).

Valero, A. y Naredo, J.M., 1999. *Desarrollo económico y deterioro ecológico*. Visor, Madrid.

Vallejo, M. C., Pérez Rincón, M. A. y Martínez- Alier, J., 2011. Metabolic profile of



the Colombian economy from 1970 to 2007. *Journal of Industrial Ecology* 15(2): 245-267.

Vallejo, M.C., 2010. Biophysical structure of the Ecuadorian economy, foreign trade, and policy implications. *Ecological Economics* 70(2): 159-169.

Villa, I., 2017. Transformaciones en el Metabolismo Agrario y su impacto socio-ecológico: Montefrío, 1750-1920. Tesis Doctoral, Universidad Pablo de Olavide.

Vitousek, P.M., Ehrlich, P.R., Ehrlich, A.H. y Matson, P.A., 1986. Human Appropriation of the Products of Photosynthesis. *BioScience* 36: 368-373.

Wackernagel, M. y Rees, W., 1996. *Our Ecological Footprint, Reducing Human Impact on the Earth*. New Society Publishers, Philadelphia.

Weisz, H., Amann, C., Eisenmenger, N., Krausmann, F. y Hubacek, K., 2004. Development of material use in the EU-15: 1970-2001. Types of materials, cross country comparison and indicator improvement. IFF-Social Ecology, Draft report.

Weisz, H., Krausmann, F., Amann, C., Eisenmenger, N., Erb, K. H., Hubacek, K., & Fischer-Kowalski, M., 2006. The physical economy of the European Union: Cross-country comparison and determinants of material consumption. *Ecological Economics* 58(4): 676-698.

West, J. y Schandl, H., 2013. Material use and material efficiency in Latin America and the Caribbean. *Ecological Economics* 94: 19-27.

Wiedenhofer, D., Rovenskaya, E., Haas, W., Krausmann, F., Pallua I. y Fischer-Kowalski, M., 2013. Is there a 1970s Syndrome? Analyzing Structural Breaks in the Metabolism of Industrial Economies. *Energy Procedia* 40: 182-191.

Wiedmann, T.O., Schandl, H., Lenzen, M., Moran, D., Suh, S., West, J. y Kanemoto, K., 2013. The material footprint of nations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*.

Wolman, A., 1965. The metabolism of cities. *Scientific American* 213: 178-190.

Wrigley, E.A., 1990. Continuity, chance and change: The character of the industrial revolution in England. Cambridge University Press, Cambridge.

Wrigley, E.A., 2010. *Energy and the English Industrial Revolution*. Cambridge University Press, Cambridge.

York, R., Rosa, E.A. y Dietz, T., 2003. Footprints on the earth: The environmental consequences of modernity. *American Sociological Review* 68(2): 279-300.



EVALUACIÓN MULTICRITERIO DE LA EXPANSIÓN URBANA, VISIÓN 2030: El Caso Río Cuarto, Córdoba, Argentina

Jorge D. de Prada

Departamento de Economía Agraria, FAV, UNRC, Argentina

jdeprada@ayv.unrc.edu.ar

Américo J. Degioanni

Departamento de Ecología Agraria, FAV, UNRC, Argentina

José M. Cisneros

Departamento de Ecología Agraria, FAV, UNRC, Argentina

María A. Galfioni

Departamento de Geografía, FCH, UNRC, Argentina

Alberto Cantero G.

Departamento de Ecología Agraria, FAV, UNRC, Argentina

Resumen:

La tasa de conversión de las tierras rurales a urbanas será mayor que la tasa de crecimiento de la población urbana si se mantiene el patrón de urbanización actual. El objetivo de este trabajo es mostrar un modelo multicriterio para evaluar propuestas de expansión urbana (PEU) mediante una aplicación, en la ciudad de Río Cuarto, Córdoba Argentina. Cinco *PEU* fueron desarrolladas para el año 2030: *PEU1-Tendencial*, prognosis del patrón de urbanización; *PEU2-Ecociudad*, y tres *PEU* compactas localizadas al norte, oeste y sur de la ciudad. Los criterios de decisión son: la población, la pérdida de la renta agraria, la pérdida de servicios ecosistémicos, el costo de la infraestructura vial, el transporte de residuos sólidos domiciliarios, la extensión de redes de servicios públicos, y el esfuerzo político institucional (la distancia entre la situación actual y la visión futura). Un SIG e información inmediata disponible son usados para cuantificar los criterios y el método PROMETHEE es usado para evaluar las *PEU*. Se concluye que las *PEU* compactas (incluye ecociudad) tienen mejor performance económica, social, y ambiental que la *PEU1* mientras que ésta es elegida solo en los casos que se reduzcan significativamente la cobertura de servicios públicos o el esfuerzo político institucional.

Palabras Claves: planificación territorial; expansión urbana; gobiernos locales; multicriterio; evaluación.

JEL Codes: O18; O21; R14



ABSTRACT

Title: Multi-criteria assessment of urban expansion, 2030 vision. A case study of city of Río Cuarto, Córdoba, Argentina.

The conversion rate of rural to urban land will be greater than the rate of growth of the urban population if the current pattern of urbanization is chosen. The aim of this paper is to show a multicriteria model to evaluate urban expansion proposals (PEU), developed in Río Cuarto city, Córdoba Argentina. For year 2030, five PEUs were designed: *PEU1-Tendential*, projection of the current urbanization pattern; *PEU2-Ecocity*, and three compact PEUs located to the north, west and south of the city. The decision criteria are: the population, the loss of rent of rural land, the loss of ecosystem services, the investment in street network, the transport of municipal solid waste, the extension of public service networks, and the institutional political effort, which qualities the distance between current and future vision PEUs-2030. A GIS and available information are integrated in a decision matrix and the PROMETHEE method is used to evaluate the PEU. It is concluded that compact PEUs (including ecocity) have a better economic, social and environmental performance than *PEU1*, whereas *PEU1* is chosen either when the coverage of networks of public services is significantly reduced or the institutional political effort is very low.

Keywords: spatial planning, urban sprawl; local government; multi-criteria; assessment;

1. Introducción

El incremento de la población y el patrón de urbanización probablemente agudicen los conflictos urbanos-rurales. Las predicciones de la Organización de Naciones Unidas (2014) muestran que la población mundial pasará de 7.325 a 8.425 MM de hab., y la población urbana de 3.957 a 5.058 MM de hab., mientras que la población rural se mantiene en 3.367 MM hab., entre el año 2015 y 2030. En Argentina la población urbana pasará de 39 a 44 MM de hab. y la rural se mantiene alrededor de 3 MM hab. El aumento de población urbana inducirá probablemente la conversión de tierras rurales a urbanas.

El otro factor importante en la conversión de tierras es el patrón de urbanización y los movimientos de la población urbana. La tasa de conversión de tierras rurales a urbanas duplica a la tasa de crecimiento de población urbana en las proyecciones entre el año 2000 y 2030 (Angel et al., 2011). Además, existen patrones de expansión urbana *dispersa* "sprawl" que han sido identificados como un problema importante en EEUU, Europa y también observado en América Latina.

El patrón *disperso*, guiado por las fuerzas del mercado, se corresponde con alta densidad

de edificaciones en los centros comerciales y cívicos y el establecimiento de barrios (de baja densidad poblacional) enclavados en las zonas rurales, en forma discontinua y fragmentada, dejando grandes espacios vacíos. Este patrón es soportado por el automóvil como medio principal de movilidad (Carruthers y Ulfarsson, 2003b; EEA, 2006). Comparado con otros patrones, la urbanización *dispersa* genera graves inconvenientes. Por ejemplo, McElfish (2007) menciona la pérdida de soporte para los servicios públicos y amenidades, el incremento en el costo del transporte, un mayor consumo de recursos naturales, la degradación de la calidad del aire, del agua y la alteración permanente del hábitat y del paisaje. Además, la urbanización *dispersa* ha incrementado el gasto en los servicios públicos (Carruthers y Ulfarsson, 2003b); y aumentado la probabilidad de problemas de obesidad e hipertensión (Ewing et al., 2014; Lopez, 2004) en EEUU. En Europa de acuerdo al EEA (2006), la expansión urbana *dispersa* socava la propia cultura y valores comunitarios, y es muy probable que haga insuficientes los esfuerzos globales para alcanzar las metas de mitigación del cambio climático. También, la urbanización *dispersa* se ha verificado en algunas ciudades de



América Latina (Matteucci y Morello, 2009; Morello et al., 2000).

En contraste, existen patrones de urbanización más compactos. Blassingame (1998) menciona que ciudades bien construidas y conducidas son los lugares más deseables para el hábitat humano. Según Carruthers y Ulfarsson (2003a) políticas anti-dispersión han sido impuestas en los Estados de Arizona, Maine, Michigan y Tennessee con resultados fiscales importantes cuando lo contrastan con ciudades *dispersas*. Otro patrón antidisperso, la Ecociudad, promueve el mínimo uso posible de suelo, energía y agua, cambios en las jerarquías de la infraestructura de movilidad urbana, autogestión de los residuos urbanos, usos múltiples del suelo y la inclusión de espacios verdes (e.g. Gaffron et al., 2008).

Los conflictos urbanos rurales y la cantidad de tierras rurales convertidas a urbanas en buena medida dependen del patrón de urbanización. Un crecimiento urbano guiado por el interés público anticipando la visión futura mediante la planificación y gestión del territorio puede reducir los conflictos urbanos rurales y la conversión de tierras induciendo territorios más sostenibles (Gómez Orea, 2008).

Para la construcción de una visión es necesario elegir el área de expansión urbana junto con el patrón de poblamiento. Esta decisión puede ser apoyada al menos por dos enfoques: monocriteriales y multicriteriales (más detalles ver Falconí y Burbano, 2004). En el primer enfoque, el análisis beneficio costo es probablemente el más difundido. Los efectos de las alternativas de expansión urbana serían transformadas a valores monetarios, y apelando a un costo de oportunidad social del capital actualizamos los valores del flujo económico a un indicador económico de estado, Valor Actual Neto, (Falconí y Burbano, 2004) que permite elegir la alternativa que mayor beneficio neto de costos genera para la sociedad. Este enfoque tiene como ventajas: la regla de decisión es simple, fácil de interpretar, y los valores monetarios pueden ser comparados con otras

decisiones. Sin embargo, este enfoque tiene varias desventajas: asume el tomador de decisión es racional (y optimizador), que la eficiencia económica es el principal propósito del sistema social, que la información es completa. Por lo tanto, los efectos de la decisión son todos predecibles y medibles. Estas debilidades fueron marcadas por Simon (1955) quien dio las bases a un enfoque alternativo superador, que reconoce la racionalidad limitada o acotada del tomador de decisiones, que las decisiones están orientadas por múltiples objetivos (políticos, sociales, económicos), generalmente en conflictos, y que el diseño de alternativas y la información en los procesos de decisiones son generalmente incompleta. Por lo tanto, las decisiones se toman considerando una alternativa que *satisface* a los tomadores de decisiones. Estos principios dieron las bases filosóficas a los métodos multicriteriales (Romero, 1996).

Dentro del enfoque multicriterio se han desarrollado dos grandes familias de métodos: continuos y discretos (e.g. Falconí y Burbano, 2004; Romero, 1996). El análisis multicriterio discreto (AMD) permite ordenar y seleccionar una alternativa entre varias competitivas (p.e. visiones diferentes de expansión urbana). En la bibliografía, se han desarrollado tres ramas principales en el AMD interactivo (para una revisión más completa ver Barba-Romero, 1987). Una rama utiliza un sistema jerárquico de criterios (p.e. AHP). La segunda rama son los métodos de utilidad multiatributo que normalizan y agregan linealmente los atributos en una función de utilidad múltiple aditiva. La tercer rama se refiere a los métodos de superación o sobre clasificación (Barba-Romero, 1987). Los métodos de superación realizan comparaciones binarias entre alternativas y elaboran dos indicadores, uno de fortaleza cuando una alternativa supera a las otras en algún criterio, y el otro indicador de debilidad cuando ésta es superada por las otras alternativas. Es importante destacar que los tomadores de decisiones juegan un rol importante en este método, ya que asignan la importancia de



cada criterio, la dirección de los objetivos, los umbrales de preferencia e indiferencia en el valor de los criterios (seudocriterios), y realimentan el modelo a partir de los resultados preliminares.

Los métodos de superación más difundidos son ELECTRE (desarrollado por Roy y Hugonnard, 1982), y PROMETHEE (Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluation) desarrollado por (Brans et al., 1986). Ambos métodos tienen diferentes versiones de acuerdo al tipo de decisiones. Por ejemplo, las versiones PROMETHEE I, II, III, IV y V permiten evaluar las ventajas y desventajas de cada alternativa, usar criterios cualitativos y cuantitativos, y hacer análisis de sensibilidad (Brans y Mareschal, 2005; Buchanan et al., 1998; Cisneros, 2010; Norese, 2006). El método PROMETHEE se ha usado en varios campos de aplicaciones: Gestión ambiental, Hidrología y manejo de cuencas, Negocios y gestión financiera, Química, Logística y transporte, Industria y ensamblaje, Gestión de energía, Estudios sociales, Agricultura, Educación, Salud, Deporte y gobierno (ver mayores detalles Behzadian et al., 2010). Sin embargo, no hemos encontrado aplicaciones que usen métodos multicriterio para elegir la visión territorial o para decidir la expansión urbana. Particularmente, en Argentina tampoco hemos hallado en la bibliografía el patrón de urbanización de ciudades intermedias. Este trabajo aborda esta brecha de conocimiento.

El objetivo del artículo es desarrollar un modelo conceptual y empírico de propuestas de ordenamiento de territorio considerando la conversión de tierras rurales a urbanas utilizando un método multicriterio discreto, con el propósito evaluar y ayudar en decisiones políticas de largo plazo. El modelo se desarrolla mediante una aplicación en la ciudad de Río Cuarto, Córdoba, Argentina. El modelo considera cinco propuestas (*la tendencial* y cuatro compactas) y siete criterios derivados de las dimensiones del desarrollo sostenible.

Tres son las principales contribuciones del artículo. En primer lugar, el método multicriterio requiere elaborar visiones alternativas y sistematizar la información para contrastarlas. El artículo muestra como agregar valor a la información disponible (AVID) integrando datos e información secundaria en una matriz de decisión. En segundo lugar, se muestra una manera de incorporar un criterio que cualifica el esfuerzo de gestión político institucional, que represente el contraste entre la situación actual y la futura en términos de comportamiento del gobierno-Estado y la sociedad para cada alternativa de expansión urbana. Este indicador se desagrega de la dimensión social y jerarquiza el rol de la conducción política en el proceso de construcción del territorio. En tercer lugar, se identifica el riesgo de un patrón de expansión *disperso* en una ciudad intermedia y se elabora la prognosis y compara con otras propuestas para anticipar los posibles efectos si se mantienen las políticas actuales. Con el método PROMETHEE se muestra las diferencias entre el rol profesional y el de gobierno, otorgando a éste último un grado de libertad importante que se pone de manifiesto mediante el análisis de sensibilidad.

2. Materiales y métodos

El área de estudio comprende 49.080ha, localizada en 33°7'25" de Lat. S y 64°20'56" Long. O, abarca la ciudad de Río Cuarto de la provincia de Córdoba, Argentina (Figura 1).

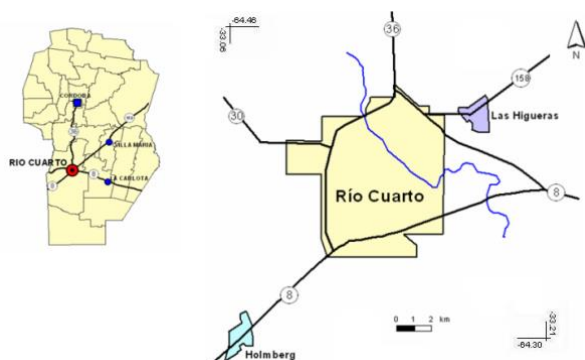


Figura 1. Localización de ciudad de Río Cuarto en la provincia de Córdoba, Argentina.

Para el análisis territorial se confeccionó un SIG, softwares Quantum GIS (QGIS, 2012) para operaciones espaciales y ArcView 3.2 (ESRI., 1999) para la representación cartográfica. Las unidades ambientales, las *propuesta de expansión urbana (PEU)* y la cobertura de servicios urbanos en el SIG se desarrollaron integrando las capas (en proyección cartográfica Gauss Krüger Faja 4): La evolución del área urbana para el período 1965–2002 (Maldonado y Campanella, 2004), la red vial (IGM, 1968), el área con servicios de agua potable, cloacas, desagües pluviales y gas (MRC, 2012) y los suelos (Cantero G. et al., 1986; Jarsún et al., 2003).

Las cinco unidades de tierras se agrupan en función del Índice de Productividad (IP) (Nakama y Sobral, 1987) y un Índice de Servicio Ecosistémicos (ISE) (ver FIGURA 2). El ISE es un índice *ad hoc* que captura servicios ecosistémicos como biodiversidad, regulación del ciclo de agua y aire, y provisión de agua dulce. El ISE toma valores de 100 y 50 para ecosistemas naturales río Cuarto (Conchancharava) y el humedal de la depresión de San José respectivamente. En tanto, los ecosistemas agrarios se le asignan un índice entre 10 y 20 de acuerdo al IP.

La expansión del área urbana de la ciudad para el período 1965–2008 se estimó mediante la operación envolvente convexa (Weisstein, s.f.) en Quantum GIS. A partir de las envolventes y tomando como punto de inicial el centro del área urbana en el año

1965, se calcularon la tasa anual de crecimiento en dirección a los puntos cardinales principales.

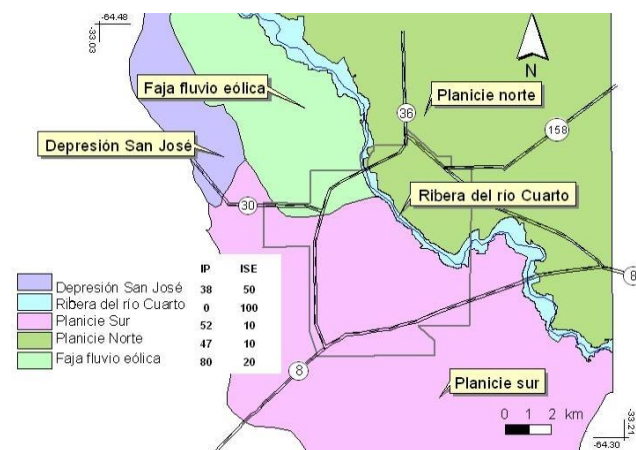


Figura 2. Unidades ambientales: Índice de productividad (IP) e Índice de servicios Ecosistémicos (ISE).

2.1. Propuestas de expansión urbana (PEU)

El diseño de las *PEU* considera la tasa histórica de expansión de la ciudad “*tendencial*” y las otras cuatro alternativas para el año 2030. Cuatro *PEU* incluyen la expansión urbana sobre tierras rurales: la “*PEU1 Tendencial*” (convierte aproximadamente 2.912ha para el año 2030) y las “*PEU3, 4 y 5*”, (convierten 1.185, 898 y 1.921 ha respectivamente) que se expanden hacia el norte, oeste y sur respectivamente (ver FIGURA 3). El diseño de las *PEU3, 4 y 5* considero los vectores de crecimiento dominantes; la red vial existente; y la conversión de tierras de menor aptitud productiva y ecológica. Por último, la *PEU2* constituye la urbanización del área “*vacía*”, densificación, renovación y *consolidación* registrada dentro de los límites de la envolvente en el año 2012, aproximadamente el 35% del total de la superficie. La *PEU2* usa los parámetros de *Ecociudad* y constituye la transformación de la ciudad de acuerdo a criterios y principios de sostenibilidad urbana (Gaffron et al., 2008).

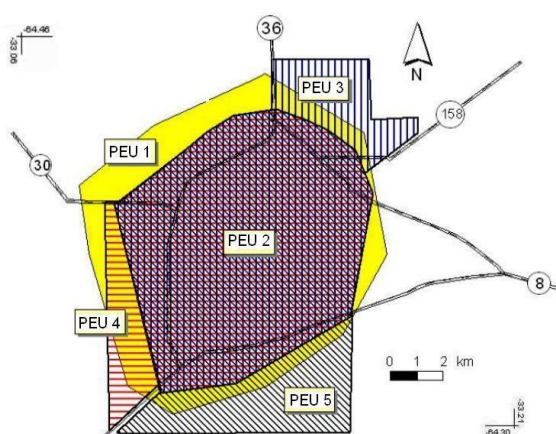


Figura 3. Diseño espacial de las PEU (el área de la PEU2 es común a las PEU3, 4 y 5).

En la visión 2030, para reducir los conflictos urbanos rurales se sugiere una zona de amortiguación, un cinturón de 500m de ancho en todas las PEU (ocupan aproximadamente 1.931, 1.671, 2.061, 1.879 y 2.037 ha en las PEU1, PEU2, PEU3, PEU4 y PEU5 respectivamente). Esta zona constituye un área de transición y protección de las actividades urbanas, con restricciones a usos o prácticas agrarias incompatibles con las zonas residenciales.

2.2. Criterios y su valoración

Se consideran siete criterios. En la dimensión social, el criterio es la población urbana albergada y el EPI. En la dimensión económica los criterios son: Pérdida de renta agraria; Costos de infraestructura vial; y Extensión de redes servicios urbanos. En la dimensión ambiental, los criterios son: Pérdida de servicios ecosistémicos; y Volumen de recolección de residuos sólidos domiciliarios.

2.2.1. Criterio: Población

En la PEU1-Tendencial y la PEU2-Ecociudad albergan a los habitantes estimados de acuerdo al crecimiento poblacional histórico. En tanto, para las PEU3, 4 y 5 albergan a más población que la Tendencial.

2.2.2. Criterio: Pérdida de la renta agraria (PRA)

La PRA valora la conversión de tierras rurales a urbanas se calcula mediante el Valor Actual de una renta agraria a perpetuidad representado por la siguiente ecuación:

$$PRA = \frac{1}{r} \sum_{i=0}^{\infty} (A_i^{eu} RE_i + 0,5 A_i^{za} RE_i)$$

donde A representa el área de tierra afectada hasta el año 2030, RE la renta agraria, el subíndice *i* identifica las unidades de tierras de acuerdo a la aptitud productiva, el superíndice *eu* y *za* expansión urbana y zona de amortiguación respectivamente, y *r* representa el costo de oportunidad social de la tierra, asumimos el 2%. La renta económica, RE, es la diferencia entre los ingresos anuales de los productos agrarios neto de los costos directos de producción, tomado de Gil (2010) en precios constantes, \$c, promedio 2012. RE toma los siguientes valores: \$c941, \$c1411 y \$c94 en las unidades Planicie norte y sur; la Faja fluvio eólica; y la Ribera del río Cuarto (FIGURA 2). En tanto, para la tierra virgen (vacíos dentro de los ejidos urbanos que no están siendo utilizados con propósitos urbanísticos, ambientales, paisajísticos o agrarios) se considera que la renta económica es prácticamente cero. El segundo componente de PRA usa un coeficiente de 0,5 para representar la reducción de la RE del 50% en la zona de amortiguación. Este valor es arbitrario para reconocer la necesidad de un área regulada para reducir conflictos urbanos rurales futuros.

2.2.3. Criterio: Pérdida de servicios ecosistémicos (PSE)

La PSE se estima mediante la suma ponderada por área de las tierras rurales convertidas a urbanas por el ISE (ver FIGURA 2).

2.2.4. Criterio: Costo de infraestructura vial.

Para establecer el costo de la red vial se utiliza un valor de \$ 4.013.509 km⁻¹, tomando como referencia costos del plan de rutas y autopistas Argentinas (Laura, 2011). En tanto, para la PEU2 Ecociudad se agrega un 20% adicional del presupuesto para adecuar



infraestructura y movilidad interna. Las distancias de las rutas y caminos se establecen considerando tres características: a) la red vial en los límites externos de cada zona de las *PEU* (paralelo al perímetro del polígono envolvente), b) las colectoras de rutas nacionales (enlaces rutas 30, 8, 158 y 36) y c) las conexiones entre nuevas áreas urbanizadas y la existente actualmente – reducir riesgo de accidentes.

2.2.5. Criterio: Recolección de residuos sólidos domiciliarios (RSD)

El volumen de recolección RSD considera el número de habitantes por el promedio de RSD generados y no reciclado *in situ*. De acuerdo a Delgadino et al. (2011) se generan 383 kg año⁻¹ por habitante, con un 60% de residuos orgánicos. En la *PEU1*, no hay reciclaje *in situ*. En tanto, en la *PEU3*, 4 y 5 se considera que en las nuevas áreas urbanizadas se reciclan los residuos orgánicos *in situ*. En la *PEU2*, el área urbanizada recicla *in situ* y en el resto de la ciudad alcanza alrededor del 30% del reciclado *in situ* aunque reconocemos que el manejo de los RSD puede ser más ambicioso (e.g. EPA, 1997).

2.2.6. Criterio: construcción de redes de servicios públicos (Ratio-SU)

La construcción de las redes de agua potable, cloacas, gas natural y desagües pluviales a cada *PEU* con el 100% de cobertura en el año 2030 representa el esfuerzo económico municipal. Se utiliza como proxy las distancias y áreas utilizando Quantum GIS. En el SIG, para las operaciones de distancias se generó una retícula cuadrada 100m de lado en cada *PEU* y se midió la distancia lineal en metros y las áreas de los polígonos usando el comando del software. Dada la similitud en el orden de magnitud en las *PEU* para estos servicios, los mismos se agregaron en un criterio, Ratio-SU, equivalente al valor del *PEU_i* con respecto al del *PEU* que representa el valor mínimo. De este modo, uno significa el menor esfuerzo para cubrir el 100% de los servicios.

2.2.7. Criterio: Esfuerzo político – institucional (EPI)

De acuerdo a Matus (2008), en democracia el gobierno cumple tres funciones claramente discernibles: a) El diseño de las reglas que inducen y rigen los comportamiento del sistema social en el que aspiramos vivir (visión); b) El diseño del proyecto político (de gobierno) para utilizar o modificar las reglas sociales establecidas (estrategia), y c) La conducción del proceso político evaluando y corrigiendo los resultados del mismo. En la primera y segunda función se explicita la dimensión político-ideológica y el deseo de una sociedad idealizada, considerando la forma elegida para alcanzarlo. En la tercer función la capacidad de los gobernantes para poner en práctica el proyecto y resolver los conflictos emergentes.

El criterio *EPI* cualifica la distancia entre los requerimientos para alcanzar el comportamiento establecido para cada *PEU* y el comportamiento social actual. Una escala cualitativa de cinco categorías (*Muy bajo*, ..., *Muy Alto*) se utiliza para asignar un valor a cada *PEU*. La *PEU* que demanda menor cambio social se asigna un valor *Muy Bajo*, mientras la *PEU* con mayor diferencia con las reglas de comportamiento social actual se le asigna un valor *Muy alto* debido a que mayores serán las capacidades que deberán tener los gobernantes para realizar las transformaciones.

2.3. Evaluación de las propuestas

Dentro de los multicriterio elegimos el método PROMETHEE I y II porque requiere al tomador de decisiones solo tenga capacidad para comparar las alternativas de a pares en cada criterio, no supone transitividad en la función de preferencia, tiene un algoritmo simple (replicable en hoja de cálculo), el software es accesible (gratis para fines académicos); la interacción con el tomador de decisiones relativamente simple y la robustez del método es comparable con los otros métodos (Behzadian, Kazemzadeh, Albadvi y Aghdasi, 2010) aunque reconocemos que la



derivación teórica es menos rigurosa que el método de utilidad multiatributo (Barba-Romero, 1987).

Siguiendo el algoritmo descrito por Behzadian et al., (2010), denotamos: a_1 para las PEU, $i = 1, 2, \dots$, y 5; y $g_j(a_1)$, se utiliza para identificar el valor de los criterios en unidades de medida original, $j = 1, 2, \dots$ y 7.

Multiplicamos por (-1) a aquellos g_j que son minimizados y tratamos todos los criterios, a más mejor (maximización).

Paso 1. $d_j(a_1, a_k) = g_j(a_1) - g_j(a_k)$, a_k = propuesta distinta de a_1 ;

donde d_j representa la diferencia entre la alternativa a_1 y a_k para el criterio $j^{\text{ésimo}}$.

Paso 2. $P_j(a_i, a_k) = F[d_j(a_i, a_k)]$, $0 \leq P_j(a_i, a_k) \leq 1$;

donde P_j es la función de preferencia que transforma la diferencia d_j a la escala 0-1, en el criterio $j^{\text{ésimo}}$ de la alternativa a_1 con respecto a la a_k .

Paso 3. $\pi(a_i, a_k) = \sum_j w_j P_j(a_i, a_k)$, $w_j = \frac{w_j}{W} = 1$;

donde $\pi(a_1,)$ es el índice multicriterio que mide cuanto es preferida a considerando todos los criterios, w_j , es el peso o ponderador para las preferencias $P_j(,)$ para el criterio $j^{\text{ésimo}}$.

Paso 4. $\phi+(=)$, $\phi-()$;

donde, $\phi+()$: representa la fortaleza, mide cuanto la alternativa i es preferida comparada contra las otras ($k \neq i$) de pares en todos los criterios, más grande es el valor de $\phi+()$ mejor. En contraste, $\phi-()$ representa la debilidad, mide cuanto las otras alternativas son preferidas comparadas con la alternativa i . Más chico es el valor de $\phi-()$ mejor es la alternativa.

Paso 5. $\phi() = \phi+() - \phi-()$

donde $\phi()$ el flujo neto, es la diferencia entre fortalezas y debilidades de cada alternativa. Puede tomar valores positivos o negativos,

más grande es el valor de $\phi()$, mejor será la alternativa.

Función de preferencia

La función de preferencia, aplicadas en el Paso 2, son: la función de preferencia Usual (criterio EPI) y Lineal para seis criterios cuantitativos, con los umbrales de indiferencias, $q_j(=10\%)$, y fuerte preferencia, $p_j(=90\%)$, del rango del criterio (ver más detalles Behzadian et al., 2010). Posteriormente, se realiza el análisis de sensibilidad de estos parámetros.

3. Resultados

La evolución histórica de la población urbana y la conversión de tierra rural a urbana fue importante en la ciudad de Río Cuarto. La ciudad pasó de 65.600 a 156.000 hab. entre el año 1965 y 2008 (DGEyC, 2012). En tanto, la conversión de tierras rurales a urbanas ha sido alrededor de 4.500ha en este periodo, pasando del 6% al 15% del área de estudio (49.080ha).

El patrón de urbanización tiene dos características: densificación en el centro, con la construcción de edificios (ver Figura 4) y crecimiento urbano *disperso* en barrios fuera del ejido urbano en el norte (ver Figura 5), oeste y sur de la ciudad. Este fenómeno se ha visto especialmente acelerado en el último periodo que expande los límites de lo urbano con muchos espacios vacíos. Entre el 2005 y 2010, la construcción de propiedades en Río Cuarto fue de 3.796 unidades, con un promedio anual de 633 unidades. Particularmente en el año 2011 se construyeron 400 unidades de propiedad horizontal para locación (Gazzera, 2012)

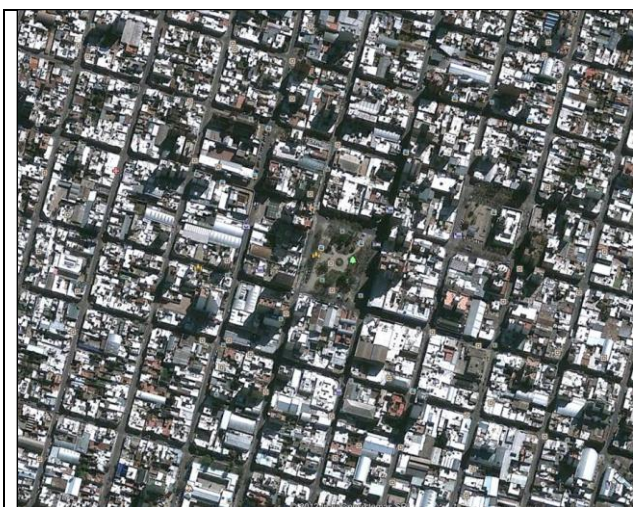


Figura 4. Imagen del centro de la ciudad de Río Cuarto, Córdoba, Argentina



Figura 5. Imagen del Norte de la ciudad Río Cuarto, Córdoba, Argentina

Fuente de las imágenes: Google Earth.

Sin embargo, la alta tasa de edificación en el centro no ha compensado la expansión fuera del ejido urbano. De hecho, la densidad de población se ha reducido levemente en el periodo 2002 a 2008 cambiando la tendencia observada en el periodo previo. La densidad de población aumenta levemente hasta el año 2002, alcanzó los 25habs.ha⁻¹, y se reduce a 22habs.ha⁻¹ hacia el año 2008.

Este patrón de crecimiento de la ciudad de Río Cuarto muestra externalidades negativas. Por un lado, los edificios en la zona urbana han tenido marcados problemas: en la construcción daños a otras residencias

(comunicación personal Rubén Davicino), y en la operación: congestión de servicios urbanos (cloacas, agua potable, entre otros servicios). Además, edificios mal localizados reducen la iluminación y ventilación natural en forma permanente (ver Figura 4). Por otro lado, la expansión aleatoria de la ciudad fuera de los límites urbanos (ver Figura 5) dificulta la cobertura de los servicios básicos e incrementa los conflictos socio-ambientales entre productores agropecuarios y residentes urbanos por la incompatibilidad de algunas actividades (p.e. pulverizaciones, malos olores). La prognosis de esta tendencia histórica constituye la *PEU1*.

3.1. Valor de los criterios. Visión 2030

3.1.1. Población, valoración económica y de servicios ecosistémicos

La población proyectada para el año 2030 se usa en las *PEU1* y *PEU2* (201 mil habitantes), mientras que las otras tres *PEU* albergan una población mayor (ver Tabla 4). La *PEU5* alberga más población en el área de menor aptitud ambiental y productiva de las tierras rurales.

La conversión de tierras reduce la renta agraria y se pierden servicios ecosistémicos (ver Tabla 4). La PRA calculada es mayor para la *PEU1* (\$c197MM); mientras la PRA es menor en la *PEU2* (\$41MM) que contabiliza solo la reducción de renta de la zona de amortiguación. El comportamiento del criterio PSE es similar al económico para todas las *PEU*, ya que dependen del área urbanizadas y las diferencias en calidad de tierras entre *PEU* no son significativas dado que el área de las *PEU* no incluye tierras de alto valor ecosistémico (ribera del río y humedales).

3.1.2. Extensión de servicios.

La extensión de las redes de agua potable, gas, cloacas, y otras y las superficies potenciales de desagües pluviales, se sintetiza en el Ratio-SU (ver TABLA 1). Se puede apreciar que la *PEU2* es la que requiere menos extensión de redes, seguida



por las *PEU4*, 3, 5 y 1 respectivamente. De hecho, la *PEU1* requiere más del doble de extensión de redes que la *PEU2*.

Tabla 1. Extensión de servicios urbanos en la ciudad de Río Cuarto, año 2030

	Indicador: 100% Cobertura				
	Agua Potable (m)	Cloacas (m)	Gas natural (m)	Desagüe pluvial (ha)	Ratio-SU
PEU1 <i>Tendencial</i>	106.000 (2,3)	111.000 (2,1)	144.000 (1,6)	5.270 (2,2)	2,05
PEU2. Ecociudad	47.000 (1,0)	52.500 (1,0)	87.500 (1,0)	2.433 (1,0)	1,00
PEU3. Norte	72.000 (1,5)	76.500 (1,5)	113.500 (1,3)	3.618 (1,5)	1,44
PEU4. Oeste	64.500 (1,4)	69.000 (1,3)	102.500 (1,2)	3.331 (1,4)	1,31
PEU5. Sur	88.000 (1,9)	93.500 (1,8)	128.500 (1,5)	4.332 (1,8)	1,73

Nota: entre paréntesis se presenta la ratio *PEUi* / *PEU2* y el Ratio-SU (servicios urbanos) es el promedio aritmético de los cuatros ratios: agua potable, cloacas, gas natural, y desagüe pluvial.

3.1.3. Infraestructura vial

La distancia estimada para la nueva infraestructura vial en cada *PEU* se muestra en la Tabla 2. La *PEU4* aparece como la mejor alternativa ya que aprovecha el trazo de la infraestructura actualmente disponible, colectoras de la ruta nacional N° 36, y la nueva autovía Córdoba-Río Cuarto. En contraste, la peor situación en términos de costos de la infraestructura vial a construir es la *PEU5*, seguida por la *PEU1*.

Tabla 2. Gastos de construcción de la infraestructura vial por propuesta, año 2030

	Red vial (m)	Inversión en la red. Vial (\$ millones)
PEU1 <i>Tendencial</i>	72.921	293
PEU2. Ecociudad	52.037	250*
PEU3. Norte	66.340	266
PEU4. Oeste	58.329	234
PEU5. Sur	76.835	308

Nota: * 20% de la inversión para el cambio de jerarquía de la infraestructura de movilidad urbana.

3.1.4. Residuos sólidos domiciliarios (RSD).

El aprovechamiento RSD orgánicos en el sitio reduce significativamente las necesidades de recolección: 16% *PEU4* y 37% *PEU2* de los RSD generados, dependiendo del tamaño de población y del patrón de urbanización (TABLA 3). Las principales implicancias serían: a) menores gastos públicos de transporte y disposición final de los RSD, b) menores emisiones de gases efectos invernadero por ahorro de transporte y consumo de energía fósil de los RSD, y c) el aprovechamiento *in situ* de compost reduciría los gastos y consumo de energía en la fertilización de parques, jardines y huertas.

Tabla 3. Residuos sólidos domiciliarios de Río Cuarto por propuesta, visión 2030

	RSD generados Ton/año	RSD recolectados Ton/año	RSD aprovechados in situ (*)	
			Ton/año	% de generados
PEU1 <i>Tendencial</i>	77.046	77.046	-	0%
PEU2. Ecociudad	77.046	48.744	28.301	37%
PEU3. Norte	89.273	71.561	17.712	20%
PEU4. Oeste	82.123	68.701	13.422	16%
PEU5. Sur	107.607	78.895	28.713	27%

Fuente: Elaboración propia utilizando los parámetros sobre cantidad de RSD y composición informado por Delgadino *et al.*, (2011).

Nota: RSD = Residuos sólidos domiciliarios. (*) La población en la *PEU1* se comporta similar al actual no aprovecha los RSD. En los en las *PEU2*, 3, 4 y 5 aprovechan *in situ* el 60% de los RSD generados por la población adicional a la actual. En la *PEU2* la población equivalente a la actual aprovecha *in situ* el 30% de los RSD generados.

3.1.5. Esfuerzo político institucional (EPI)

El valor del EPI asignado a cada *PEU* se muestra en la TABLA 4. La *PEU1* con un valor de EPI *muy bajo*, supera a todas las otras alternativas porque *no* demanda cambios en el comportamiento social. En contraste, se ha asignado un valor *muy alto* al EPI de la *PEU2* debido a que demanda una profunda transformación para alcanzar los



compromisos de *Ecociudad*. En la *PEU2*, el gobierno local, provincial y nacional deberían comprometerse a: a) organizar el Estado para fiscalizar y controlar la no expansión de los límites urbanos actuales, b) desarrollar la infraestructura de rutas y servicios públicos previo a la localización de población en los espacios vacíos y controlar la densificación del centro, c) gestionar la urbanización, residuos y movilidad urbana en forma muy diferente a la actual. En tanto se asignó un

valor de EPI *intermedio* a las *PEU3* y *PEU4*. El EPI en estas propuestas representa la expansión urbana compacta en la ciudad y una estructura similar a la *Ecociudad* en las nuevas áreas urbanizadas. Finalmente, se asignó un valor *alto* de EPI a la *PEU5*, ya que además del esfuerzo asignado a las *PEU3* y *4* incorpora un 20% de población adicional a la proyectada para el 2030, demanda más fuentes de trabajo y esfuerzo de integración a la vida social y cultural de la ciudad.

Tabla 4. Matriz de decisión: Propuestas de expansión urbana, año 2030

	Pérdida de renta agraria (\$c MM)	Población (habs.)	PSE (índice)	Costo vial (\$c MM)	RRSD (ton/año)	Ratio SU	Esfuerzo político institucional
PEU1	197	201.032	50.260	293	77.046	2,05	Muy bajo
PEU2	41	201.032	-	250	48.744	1,00	Muy alto
PEU3	106	232.936	11.850	266	71.561	1,44	Intermedio
PEU4	88	214.281	8.980	234	68.701	1,31	Intermedio
PEU5	140	280.776	19.210	308	78.895	1,73	Alto
Pesos	1	1	1	1	1	1	1
Objetivo	Min	Max	Min	Min	Min	Min	Min
Tipo de preferencia	V. Lineal	V. Lineal	V. Lineal	V. Lineal	V. Lineal	V. Lineal	I. Usual
Umbral q_j	16	7.974	5.026	7,4	3.015	0.11	0
Umbral p_j	140	71.770	45.234	66,6	27.136	0.95	1

Nota: PSE= pérdida de servicios ecosistémicos, Ratio SU =(servicios urbanos): Extensión de redes: Agua potable, cloacas, Gas natural, y Desagüe pluviales. RRSD=recolección de residuos sólidos domiciliarios.

3.2. Evaluación de las Propuestas de Expansión Urbana

En la matriz de decisión, se pueden apreciar todas las *PEU* y el valor de los criterios, en las primeras cinco filas de la Tabla 4, en tanto en las filas 6 a 10 se muestra las preferencias y los pesos asumidos para cada criterio inicialmente. Es importante notar que no hay una *PEU* que supera a otra en todos los criterios. Por ello, es necesario buscar una solución de compromiso de acuerdo al peso que se le asigne a cada criterio.

3.2.1. Propuestas ordenadas asignando igual peso a cada criterio

En el Tabla 5, se ordenan las *PEU* de acuerdo a sus fortalezas y debilidades considerando los valores iniciales de preferencias y los umbrales q_j y p_j e igual peso en los ponderadores. Se puede apreciar que existe algún nivel de incomparabilidad en las *PEU*. La *PEU2* resulta con mayores fortalezas y le siguen las *PEU4* y *5* respectivamente. Sin embargo, cuando observamos las debilidades cambian el orden en el primer puesto. En el ranking aparece primera y segunda *PEU4* y *PEU3* respectivamente. En tanto, *PEU2*, *PEU5* y *PEU1* ocupan la tercera, cuarta y quinta



posición. En tanto, el resultado neto que contempla ambas fortalezas y debilidades la *PEU2* supera a la *PEU4* aunque es importante reconocer que son, en alguna medida, incomparables. Bajo los supuestos establecidos de preferencia, el orden de jerarquía: la *PEU2* y 4 estarían entre las propuestas mejores en el ranking general y la *PEU1* definitivamente la peor. Este orden es relativamente estable modificando los umbrales q_j y p_j al 30% y 70% del rango de cada criterio respectivamente, aunque la *PEU4* mejora la performance con respecto a la *PEU2*.

Tabla 5. Orden de las propuestas con igual ponderación de los criterios

	Fortalezas		Debilidades		Neto	
	$\phi+$	Orden	$\phi-$	Orden	ϕ	Orden
PEU1	0,15	5to	0,47	5to	-0,33	5to
PEU2	0,41	1ro	0,20	3ro	0,21	1ro
PEU3	0,23	3ro	0,14	2do	0,09	3ro
PEU4	0,30	2do	0,12	1ro	0,18	2do
PEU5	0,21	4to	0,36	4to	-0,15	4to

Fuente: elaboración propia con igual peso en los ponderadores.

3.2.2. Propuestas de ordenamiento: Ponderadores con diferentes pesos

Suponemos dos situaciones contrastantes para evaluar el grado de libertad del decisor. En primer lugar, suponemos que el gobierno mantiene el peso asignado al criterio *población*: duplica los pesos asignados a los criterios: *PRA*, *PSE*, la *inversión en infraestructura vial*, la *recolección de RSD* y la *ratio-SU*; y elimina el criterio *EPI*. Bajo estos supuestos, la *PEU2* es primera en el raking con más fortalezas y menos debilidades. Al ignorar el *EPI* la *PEU2* reduce su principal debilidad. En tanto, la *PEU1* se muestra en la última posición.

En el segundo caso, supongamos que el gobierno está más interesado en albergar a más *población*, y reducir el *EPI* y también considera que no hay restricciones de tierras

agrarias. Por lo tanto, considera que *PRA* y *PSE* no deben considerarse (asignar 0 a la ponderación), y duplicar las ponderaciones de población y el *EPI*. Las *PEU5* y *PEU4* aparecen en el primer y segundo lugar en fortalezas, mientras la *PEU3* y *PEU4* presenta menores debilidades. Si bien existe incomparabilidad, el neto aparece la *PEU4* como la mejor. mientras que la *PEU2* queda en la peor posición. De todos modos, la incomparabilidad pone de manifiesto la necesidad de interactuar con el tomador de decisiones. Este hallazgo pone de manifiesto la flexibilidad del método, y más importante aún la diferenciación de rol profesional para sistematizar la información y del gobierno para establecer las preferencias sociales.

Otro hallazgo interesante surge del análisis de sensibilidad del criterio *EPI*. La *PEU2* tiene menos debilidades que la *PEU4* si el criterio de *EPI* es ignorado o con un ponderador muy bajo (menor al 1% del total de pesos asignados). En contraste, si el *EPI* se le asigna una ponderación alta la *PEU4* tiene menores debilidades. Definitivamente, el sistema de preferencias y la ponderación de los criterios asumidos tienen implicancias en el ordenamiento de las *PEU* y por lo tanto demanda de una interacción con los tomadores de decisiones para establecerlos.

Aunque la *PEU1* constituye una de las peores alternativas de expansión urbana con las preferencias usadas se reconoce que la inercia histórica tiene su peso a la hora de la toma de decisiones. A continuación, exploramos cómo se comporta esta alternativa ante escenarios de cambio en preferencias y en los parámetros de los criterios.

3.3. Propuestas compactas versus tendencia

La *PEU1* tiene como ventaja con respecto a las *PEU2*, 3, 4 y 5 en primer lugar menor *EPI* y por otro lado no necesita explicitarse. Ahora bien, ¿cuánto debería aumentar la ponderación del *EPI* para que la *PEU1* compita en el primer puesto con las otras



propuestas? El peso de EPI debería ser del 65% de la ponderación y 35% restante para al resto de los criterios para que la *PEU1* se posicione en el primer puesto del ranking con mayores fortalezas y menores debilidades, suponiendo la cobertura espacial de todos los servicios urbanos.

Otra pregunta de interés, considerando la forma tradicional de expansión urbana, ¿cuánto se debe sacrificar la cobertura de servicios público: ratio-SU, Recolección de RSD e infraestructura vial para que la *PEU1* entre en los primeros puestos del ranking? Si se reduce simultáneamente el 50% de la cobertura de los tres criterios la *PEU1* aparece como la alternativa de mayor flujo neto.

Este hallazgo pone en evidencia en que circunstancia la tendencia histórica se posiciona mejor antes las *PEU* compactas. De hecho, si no existen compromisos para dar cobertura espacial de los servicios públicos a futuro y la prioridad para mantener el *status quo* es alta, probablemente la *PEU1* sea la opción más favorecida porque además no necesita explicitarse: *actuemos como de costumbre*. En contraste, si existe un compromiso para garantizar los servicios públicos y la transformación del comportamiento social se asumen como parte del proyecto político las *PEU* compactas aparecen son mejores. Consecuentemente, menores serán las zonas de contacto rural urbano y los conflictos.

4. Conclusión

En este trabajo se desarrolló un modelo conceptual y empírico de cinco *PEU*, utilizando un SIG y el método PROMETHEE para evaluar alternativas de conversión de tierras rurales a urbanas con una visión de largo plazo (año 2030). El diseño de las propuestas para la ciudad de Río Cuarto incluye: *PEU1-Tendencial*, *PEU2-Ecociudad*, y tres alternativas de expansión urbana compactas *PEU3*, 4 y 5, (norte, oeste y sur). En el diseño y análisis de las propuestas se incluyen las tres dimensiones del desarrollo sostenible mediante siete criterios: *Población*;

la *PRA*; la *PSE*; la *extensión de los servicios públicos (ratio-SU)*; la *inversión en la infraestructura vial*; el *volumen de recolección de RSD* y el *EPI*.

Entre los hallazgos más importante se destaca la sistematización de la información y detección del fenómeno de expansión urbana *dispersa*, en una ciudad intermedia como Río Cuarto con varias externalidades negativas. En el centro de la ciudad, daños a las residencias durante las construcciones de edificios y en la operación de los mismos privación de iluminación y ventilación natural a las residencias. Afuera del ejido urbano, los barrios residenciales aislados causan mayores costos en la provisión de los servicios públicos, y mayores riesgos de accidentes de tránsito para acceder a la ciudad (cruces de rutas nacionales).

Consecuentemente, en la proyección al futuro la *PEU1-Tendencial* muestra la peor performance económica, social y ambiental en varias situaciones, por ejemplo, igual ponderación de los criterios. En contraste, La *PEU2-Ecociudad* muestra muy buena performance económica, ambiental y social aunque requiere de una gran voluntad política institucional para transformar la tendencia histórica. Comparada con *PEU1-Tendencial*, la *PEU2-Ecociudad* requiere: menos del 50% de esfuerzo para construir las redes de agua potable, de gas, de cloaca y de desagües pluviales, y menos del 70% del volumen de recolección de RSD. Además, la *PEU2* no tiene PSE adicionales y no amplía la zona de contacto rural urbana, reduciendo los conflictos socio ambientales.

Sin embargo, la *Ecociudad* demanda un *EPI* mayor que las *PEU3*, 4 y 5 y mucho mayor que la *Tendencial* para cambiar el comportamiento social. La *PEU2* necesita un plan de ordenamiento y un rol diferente del gobierno para crear capacidades en el Estado local. Las nuevas capacidades en el Estado son para: urbanizar los espacios vacíos de la ciudad (actualmente en especulación por la apropiación privada de la plusvalía); construir la infraestructura vial y equipamientos urbanos con criterios diferentes a los



actuales; e inducir y fiscalizar un comportamiento más sostenible de la población (gestión de residuos, movilidad urbana entre otros comportamientos).

Entre *PEU1* y *PEU2* se bosquejan tres *PEU* que permiten situaciones de compromiso para algunos indicadores, pero que mejora en términos de albergar a más población, que pueden constituir una situación ventajosa para un esquema de distribución más equilibrada del poblamiento, tanto en la provincia como en la nación. No obstante, se reconoce la necesidad de esfuerzos adicionales al de urbanización para generar empleo, que permita atraer genuinamente a más población.

En segundo lugar, se muestra como identificar las *PEU* y valorar los criterios a partir de información dispersa. Siete criterios son derivados del concepto de desarrollo sostenible. Anticiparnos a analizar, discutir y seleccionar la visión con la información sistematizada sobre el patrón de urbanización ayuda a establecer una decisión estructural que puede minimizar: los conflictos y la conversión de tierras rurales a urbanas y dar las bases para analizar otras decisiones estructurales como la localización de la zona industrial, las zonas de amortiguación, y las formas de agricultura urbana o periurbana compatibles o complementarias con el hábitat humano.

En tercer lugar, se generó un criterio cualitativo desagregado de la dimensión social, *EPI*. Si bien la cuestión política institucional ha sido considerada un aspecto importante en el ordenamiento territorial, operativamente no hemos encontrado un indicador que ayude al gobierno a representar el cambio institucional implícito en las propuestas. Creemos que este criterio constituye un avance inicial en ese sentido.

En cuarto lugar, el método *PROMETHEE* fue apropiado para evaluar y ordenar las *PEU*, como así también, mostrar los grados de libertad e importancia de los tomadores de decisiones. Con el análisis de sensibilidad se puso en evidencia que minimizando el *EPI* y la cobertura de los servicios públicos la

PEU1-tendencial compite favorablemente con las otras *PEU*. Sin embargo, en esta situación la ciudad tiene un pobre resultado ambiental, económico y social en el largo plazo. En síntesis, la propuesta metodológica ayuda agregar valor a la información disponible (*AVID*), y ayuda a deliberar sobre la construcción de un futuro más sostenible.

Aunque los resultados son consistentes previo su extrapolación debe considerarse algunas debilidades del artículo. Es importante aclarar que la visión 2030 debe completarse y complementarse. La visión debe incluir otras decisiones estructurales además de la expansión urbana (localización del área industrial, zona de amortiguación, periurbana, paisaje). El plan debe contener la estrategia y actuaciones para alcanzar la visión. Ésta constituye el inicio de un proceso de planificación. Los patrones de urbanización considerados fueron solo dos, el primero asume un patrón similar al histórico y el segundo fue tomado de la bibliografía sin ajustes para su desarrollo a nivel local. Existen otros patrones compactos, por ejemplo, la ciudad inteligente, controlando la dispersión y fragmentación del espacio (ver más detalles Burchell y Mukherji, 2003). En segundo lugar, reconocemos la diferencia entre el rol técnico y político en el método utilizado. Sin embargo, en este trabajo no hemos interactuado con los tomadores de decisiones. Ellos pueden sugerir otros *PEU* u otros criterios que deben ser tenidos en cuenta. Estas limitaciones deben ser consideradas en la agenda futura de investigación. A pesar de las limitaciones marcadas los resultados invitan a aprender del pasado y perfeccionar las opciones para una acción más efectiva en el futuro.

REFERENCIAS

Angel, S., Parent, J., Civco, D. L., Blei, A., y Potere, D., 2011. The dimensions of global urban expansion: Estimates and projections for all countries, 2000–2050. *Progress in Planning* 75: 53-107.

Barba-Romero, S., 1987. Panorámica actual de la decisión multicriterio discreta. *Investigaciones Económicas* 11: 279-308.



Behzadian, M., Kazemzadeh, R. B., Albadvi, A., y Aghdasi, M., 2010. PROMETHEE: A comprehensive literature review on methodologies and applications. *European Journal of Operational Research* 200: 198-215.

Blassingame, L., 1998. Sustainable cities: Oxymoron, utopia, or inevitability? *The Social Science Journal* 35: 1-13.

Brans, J.-P., y Mareschal, B., 2005. Promethee methods, en J. Figueira, S. Greco y M. Ehrgott, (eds.) *Multiple criteria decision analysis: State of the art surveys* Vol. 78, pp. 163-195. Kluwer Academic Publishers.

Brans, J. P., Vincke, P., y Mareschal, B., 1986. How to select and how to rank projects: The PROMETHEE method. *European Journal of Operational Research* 24: 228-238.

Buchanan, J., Sheppard, P., y Vanderpoorten, D., 1998. Ranking projects using the ELECTRE method. pp. 42-51, *Operational Research Society of New Zealand, Proceedings of the 33rd Annual Conference*.

Cantero G., A., Bricchi, E., Becerra, V. H., Cisneros, J. M., y Gil, H., 1986. Descripción y zonificación de las tierras del departamento Río Cuarto. 1 carta 1:250.000. FAV-UNRC.

Carruthers, J. I. y Ulfarsson, G. F., 2003a. Does Smart Growth Matter to Public Finance? Department of Housing and Urban Development.

Carruthers, J. I. y Ulfarsson, G. F., 2003b. Urban sprawl and the cost of public services. *Environment and Planning B: Planning and Design* 30: 503-522.

Cisneros, J. M., 2010. Bases para el ordenamiento territorial del sur de Córdoba (Argentina). El caso de la cuenca de los arroyos menores, Universidad Politécnica de Madrid.

Delgadino, F., Rodriguez, J. M., Albrisi, S., Mosquera, M., Rubinstein, H., Moiso, E., Arranz, P., Brarda, J. P. y Speranza, P., 2011. Proyecto Córdoba 2025. Resumen Ejecutivo. Universidad Nacional de Córdoba y Camara Argentina de la Construcción Córdoba, Argentina.

DGEyC, 2012. Censo Provincial de Población 2008. Serie resultados a nivel Municipal y Comunal, Municipio de Río Cuarto. Dirección General de Estadísticas y Censos, Gobierno de la provincia de Córdoba, Córdoba, Argentina.

EEA, 2006. Urban sprawl in Europe. The ignored challenge. European Environment Agency, 1050 Copenhagen K.

ESRI., 1999. ArcView GIS 3.2. Software.

Ewing, R., Meakins, G., Hamidi, S., y Nelson, A. C., 2014. Relationship between urban sprawl and physical activity, obesity, and morbidity – Update and refinement. *Health & Place* 26: 118-126.

Falconí, F., y Burbano, R., 2004. Instrumentos económicos para la gestión ambiental: decisiones monocriteriales versus decisiones multicriteriales. *Revibec: revista de la Red Iberoamericana de Economía Ecológica* 1: 011-20.

Gaffron, P., Huismans, G., y Skala, F., eds, 2008. Proyecto Ecocity. Manual para el diseño de ecociudades en Europa. Libro I La ecociudad: Un lugar mejor para vivir., pp. 1-137, Santa María, 1-1.º • 48005 Bilbao, España.

Gazzera, M. M., 2012. Análisis multicriterio para la adquisición de un departamento en Río Cuarto, Córdoba, Argentina. Trabajo Final de Grado, Universidad Nacional de Río Cuarto, Río Cuarto, Argentina.

Gil, H. A., 2010. Efecto de gravar la renta de la tierra agraria para la Provincia de Córdoba y el Estado Nacional. AAEA, en XLI Reunión Anual de la AAEA, XLI Reunión Anual de la AAEA, y Primer encuentro nacional de Economía Agraria y Extensión Rural. Potrero de los Funes, San Luis, Argentina.

Gómez Orea, D. 2008. Ordenación Territorial, 2ª/Ed. Madrid, España: Mundi-Prensa S.A.

IGM, 1968. Carta Topográfica Río Cuarto, hoja 3363-19-1 y Santa Catalina, hoja 3363-19-3. Escala 1:50.000.

Jarsún, B., Gorgas, J. A., Zamora, E., Bosnero, E., Lovera, E., Ravelo, A., y Tassile, J. L., 2003. Recursos Naturales de la provincia de Córdoba: Los suelos. Córdoba: Agencia Córdoba D.A.C. y T.S.E.M Dirección de Ambiente, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Manfredi.

Lopez, R., 2004. Urban sprawl and risk for being overweight or obese. *American Journal of Public Health* 94: 1574-1579.

Maldonado, G., y Campanella, O., 2004. Evolución de la mancha urbana de la ciudad de Río Cuarto, Córdoba, Argentina. mediante la aplicación de tecnología de sensoramiento remoto y sistemas de información geográfica. 6º Encuentro Internacional Humboldt. Centro de Estudios Humboldt. Villa Carlos Paz. Argentina.

Matteucci, S., y Morello, J., 2009. Environmental consequences of exurban expansion in an agricultural area: the case of the Argentinian Pampas ecoregion. *Urban Ecosystems* 12: 287-310.

Matus, C., 2008., El lider sin estado mayor. Buenos Aires, Argentina: Universidad Nacional de la Matanza.

McElfish, J. M., 2007. Ten things wrong with sprawl. Environmental Law Institute, Washington, D.C.

Morello, J., Buzai, G. D., Baxendale, C. A., Matteucci, S. D., Rodríguez, A. F., Godagnone, R. E., y Casas, R., 2000. Urbanización y consumo de tierra fértil. *Revista de Divulgación y Tecnológica de la Asociación Ciencia Hoy* 10.



MRC, 2012. Cartografía Digital. Secretarías de Desarrollo Urbano, Obras Públicas y Vialidad. Municipalidad de Río Cuarto.

Nakama, V. y Sobral, R., 1987. Índice de productividad. Método paramétrico de evaluación de tierras. Secretaría de Agricultura Ganadería y Pesca. Proyecto PNUD Arg. 85/09. .

Norese, M. F., 2006. ELECTRE III as a support for participatory decision-making on the localisation of waste-treatment plants. Land Use Policy 23: 76-85.

Romero, C., 1996. "Análisis de las decisiones multicriterio," 4/Ed. Madrid, España: Isdefe.

Roy, B. y Hugonnard, J. C., 1982. Ranking of suburban line extension projects on the Paris metro system by a multicriteria method. Transportation Research Part A: General 16: 301-312.

Simon, H. A., 1955. A Behavioral Model of Rational Choice. The Quarterly Journal of Economics 69: 99-118.

United Nations, 2014. World Urbanization Prospects: The 2014 Revision, CD-ROM Edition. Vol. 2016. Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2014). .

Weisstein, E. W., s.f. Convex Hull. From MathWorld. A Wolfram Web Resource.

<http://mathworld.wolfram.com/ConvexHull.html>.