

This file has been cleaned of potential threats.

If you confirm that the file is coming from a trusted source, you can send the following SHA-256 hash value to your admin for the original file.

1e1b56a8f6718bd00430db4248e2d213f8dbc7055675ed0dd7daeeb5340f03b5

To view the reconstructed contents, please SCROLL DOWN to next page.

Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável

Prefácio:

Este documento foi escrito por especialistas de alto nível, constituindo o chamado "Grupo de Peritos em Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras". Todos os profissionais envolvidos na produção deste documento trabalham há vários anos ou décadas no estudo de AUs distribuídas em todo o território brasileiro. Estes especialistas são vinculados a várias universidades e instituições de pesquisa nacionais, o que confere ao texto representatividade e profundidade, dado que ele reflete a síntese dos resultados das pesquisas e maturidade científica de seus autores. A motivação maior para elaborar esta síntese derivou da constatação dos autores de que as AUs do Brasil vêm correndo grande risco e perda das múltiplas funções e benefícios sociais e ecológicos, pela falta de uma legislação pertinente e de um tratamento cientificamente adequado, especialmente quando da tomada de decisões desenvolvimentistas e de planejamento afetando-as.

O texto é considerado uma primeira abordagem ao tema, que será permanentemente aprimorada em decorrência do desenvolvimento científico, administrativo e legal. Os autores deixam o documento à disposição da comunidade científica, da classe política, e da sociedade em geral, para que sejam feitos comentários que possam melhorar o texto, de forma a que ele atinja a sua finalidade: a elaboração e a implantação de uma legislação moderna que regule o uso sustentável e a proteção das AUs nacionais para o bem da sociedade e do meio ambiente.

Esta análise deve levar em conta os grandes desafios esperados em um futuro próximo, tais como as mudanças climáticas globais, a proteção da biodiversidade, a garantia de condições adequadas de qualidade de vida das populações tradicionais habitando as AUs, a crescente concentração da população humana nos centros urbanos, e a necessidade também crescente de fornecimento de água potável para consumo humano, bem como para o uso na agropecuária e na indústria.

Informações ou recomendações para o aprimoramento do documento devem ser endereçadas aos respectivos membros do “Grupo de Peritos em Áreas Úmidas AUs

Brasileiras”, ou diretamente ao Dr. W. Junk, coordenador científico do Instituto Nacional de Pesquisa e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-Áreas Úmidas ou INAU) (wjj@evolbio.mpg.de), que é responsável por coordenar a recepção, análise e consideração das contribuições, informações e recomendações recebidas, bem como por sua compilação para a composição da versão final do documento. Pessoas, cujas contribuições forem relevantes serão citados como contribuintes.

Atenciosamente,

Os membros do “Grupo de Peritos em Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras”

[Uma versão resumida para a sociedade civil e os tomadores de decisão encontra-se também nesse site](#)

Lista dos autores e suas instituições:

Wolfgang J. Junk, Coordenador científico do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-INAU), Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), Cuiabá, MT
e-mail: wjj@evolbio.mpg.de

Maria Teresa Fernandez Piedade, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) CDAM, Grupo MAUA, Av. André Araújo, 2936, Aleixo, Manaus, Amazonas, Brasil CEP 69060-001, e-mail: maitepp@inpa.gov.br

Reinaldo Lourival, Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação – Brasil, Ecology Centre - University of Queensland

Florian Wittmann, Max Planck Institute for Chemistry, Biogeochemistry Department, Mainz, Germany

Patricia Kandus, Laboratorio de Ecología, Teledetección y Eco-Informática (LETyE), Instituto de Investigaciones e Ingeniería Ambiental (3iA), Universidad Nacional de General San Martín (UNSAM), Peatonal Belgrano 3563, (1650) San Martín, Prov. de Buenos Aires, Argentina, pkandus@unsam.edu.ar

Luiz Drude Lacerda, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Av. Abolição 3207, 60.165-081, Fortaleza, CE, e-mail: ldrude@pq.cnpq.br

Reinaldo L. Bozelli, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Departamento de Ecologia, Laboratório de Limnologia, Caixa Postal 68020 - Ilha do Fundão - CEP 21941-902, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, e-mail: bozelli@biologia.ufrj.br

Francisco A. Esteves, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Núcleo em Ecologia e Desenvolvimento Socio-Ambiental de Macaé, Av. São José do Barreto, S/N - São José do Barreto - CEP 27965-045, Macaé, RJ, Brasil, e-mail: festeves@biologia.ufrj.br

Catia Nunes da Cunha, Depto Botânica e Ecologia, IB/UFMT, INCT-INAU/UFMT Cuiabá MT e-mail: catianc@ufmt.br

Leonardo Maltchik, Lab. Ecologia e Conservação de Ecossistemas Aquáticos, Unisinos - www.unisinos.br, (51) 3591 1122 - Ramal 1245

Jochen Schöngart, Max Planck Institute for Chemistry, Biogeochemistry Department, Mainz, Germany

Yara Schaeffer-Novelli,

Angelo Antonio Agostinho, Universidade Estadual de Maringá – Nupélia, Av.Colombo, 5790 - Bloco H90, 87020-900 Maringá – PR, agostinhoaa@nupelia.uem.br

Rodolfo L. B. Nóbrega, Departamento de Ecologia da Paisagem, Instituto de Geografia Georg-August Universidade de Goettingen, rodolfo.nobrega@geo.uni-goettingen.de

1 Introdução:

Mundialmente, as AUs pertencem aos ecossistemas mais afetados e ameaçados de destruição pelo homem. Por isso, vários tratados internacionais exigem o estabelecimento de inventários e medidas para a sua proteção (Millennium Ecosystem Assessment 2005, Darwall et al. 2008, SCBD 2010). Em 1993, o Brasil assinou a Convenção de Ramsar, que pressupõe uma política nacional para a gestão inteligente (*wise management*) e proteção das AUs e sua biodiversidade. Ocorre que o país deu prioridade à demarcação de sítios Ramsar, porém, foi lento na realização dos inventários necessários para a classificação das áreas úmidas brasileiras com bases científicas (Diegues 1994, 2002).

Só recentemente algumas instituições científicas concentraram esforços para desenvolver bases ecológicas para delinear e classificar algumas das grandes AUs brasileiras e seus principais habitats, tais como o Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (INCT-Áreas Úmidas ou INAU) na Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), o grupo de trabalho “Ecologia, monitoramento e uso sustentável de Áreas Úmidas – Grupo MZUZ” no Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), o Laboratório de Ecologia e

Conservação de Ecossistemas Aquáticos (UNISINOS) em São Leopoldo, Rio Grande do Sul, o Centro para Pesquisas em Limnologia, Ictiologia, e Aquicultura na Universidade Estadual de Maringá, Paraná (NUPELIA). Como resultado já existem várias classificações para os mangues (Kjerfve & Lacerda, 1993), para as AUs permanentes do cerrado (veredas) (Ribeiro & Walter 1998, Araujo 2002), para as AUs de partes da região semiárida (Maltchik et al 2003, 2004), a área alagável do alto Rio Paraná (Thomaz et al. 2004), o Pantanal (Nunes da Cunha & Junk 2011a), as AUs da bacia amazônica (Junk et al. 2011), e os habitats das várzeas amazônicas (Junk et al. 2012).

O Brasil é um país de grande extensão territorial, com uma enorme variedade de tipos de AUs e de biodiversidade. Esta heterogeneidade é decorrente de enormes variações nas precipitações anuais, tanto em latitude, longitude como em altitude, criando um mosaico de diferentes tipos de AUs. Na Floresta Amazônica e na Mata Atlântica, a pluviosidade varia entre 2000 e 3000 mm a⁻¹, nos Cerrados adjacentes varia entre 1000 e 2000 mm a⁻¹, enquanto que na Caatinga não chega a 800 mm a⁻¹, e no Cerrado há regiões com somente 300 mm a⁻¹. Os principais rios brasileiros (e.g. Solimões/Amazonas, Paraná/Paraguai, Tocantins/Araguaia e São Francisco) têm uma descarga media de 239.290 m³/s (<http://portalamazonia.globo.com> e <http://www2.ana.gov.br>), correspondendo a cerca de 26% da água doce total transportada pelos rios, dos continentes até os oceanos. Dentre as grandes bacias hidrográficas brasileiras as bacias dos rios Araguaia/Tocantins e São Francisco têm 100% de sua drenagem em território Brasileiro. A Bacia Amazônica tem 68% de sua área no Brasil, e somente 16,4% do complexo Platino (Paraná/Paraguai/Uruguai) estão localizados em território nacional.

Nestas grandes bacias encontra-se a maioria das AUs brasileiras. No centro-oeste, sudeste e no sul do Brasil, as AUs tornam-se naturalmente menores por causa da menor precipitação e/ou da ocupação humana, entretanto maiores remanescentes ainda podem ser encontrados, principalmente nas zonas costeiras e de baixa altitude. No extremo sul do Brasil (RS), as áreas úmidas ocupavam aproximadamente 10, 7% (30.332 km²) do estado do Rio Grande do Sul (Maltchik et al. 2002). No semiárido brasileiro, região que ocupa aproximadamente 1.000.000 km², as principais áreas úmidas são os rios e pequenos lagos que têm como principal característica a intermitência. Apesar de sua intermitência esses sistemas permanecem com água doce. Não existem levantamentos exatos de AUs para todas as regiões brasileiras, entre outros, por falta de critérios para sua definição e delimitação. Entretanto,

estima-se que cerca de 20% do total do território do país podem ser consideradas AUs (Junk et al. 2011).

Os esforços de definição e classificação das AUs como base científica para uma nova política de proteção e manejo sustentável são de suma importância, porque apesar do interesse político sobre este assunto ainda ser pequeno, ele está no cerne das discussões acerca do pagamento por serviços ambientais e na revisão do Código Florestal Brasileiro (CFB). As AUs ainda são consideradas áreas sem qualquer valor econômico, ecológico e/ou social no Brasil, havendo parcelas da população que acreditam que elas deveriam ser transformadas para a agropecuária ou ocupadas com grandes obras civis, públicas ou privadas. Este posicionamento ficou bem claro no debate sobre o novo CFB, que ignorou completamente a importância ecológica e socioeconômica das AUs (Sousa Jr. et al. 2011; Piedade et al. 2012; Junk et al. 2012; Resolution on Sustainable Use and Protection of Brazilian Wetlands of the 9th INTECOL Meeting 2012 in Columbus – Ohio, USA, Anexo 1). Além disso, a discussão evidenciou lacunas assustadoras de conhecimento sobre a importância das AUs pelos tomadores de decisão, assim como a falta de mecanismos legais para sua adequada proteção.

As AUs do Brasil não são vistas como potenciais recursos hídricos disponíveis nas bacias hidrográficas. O manejo concentra os esforços no uso de rios, lagos e recursos hídricos subterrâneos para fins domésticos, industriais, irrigação, navegação, produção de energia, e para tratamento de esgotos, não levando em consideração os diversos serviços das AUs, por exemplo, o efeito tampão hidrológico, que diminui os picos de enchentes e secas, fornecendo água para riachos de cabeceira e águas subterrâneas por infiltração. Nesta concepção política, as AUs não são definidas e o seu manejo e sua proteção são regulados por diversos organismos (p. ex., SPU, ANA, Marinha do Brasil, Incra), sem uma base legal adequada, uniforme e moderna, que possa garantir um manejo sustentável com base no conhecimento científico existente. Em outras palavras, cerca de 20% do território nacional não tem cobertura adequada pela legislação ambiental brasileira.

Este documento resulta de uma iniciativa científica do INCT-Áreas Úmidas (INAU) com a participação ativa de muitos cientistas, listados como coautores. Ele tem como objetivos principais (1) resumir o conhecimento sobre as AUs brasileiras, (2) elaborar uma proposta de definição geral desses ambientes, (3) estabelecer parâmetros para seu delineamento que sejam compatíveis com a realidade brasileira, (4) elaborar uma

classificação dos principais tipos AUs do território nacional, (5) estimular uma discussão pública sobre este assunto para chegar à formulação de uma política nacional moderna, inclusiva e específica para o manejo sustentável e a proteção das AUs brasileiras.

O documento leva em consideração as principais definições e classificações internacionais, entre elas aquelas da Convenção de Ramsar (IUCN 1971) e do Fish and Wildlife Service dos Estados Unidos (USFWS) (Cowardin et al. 1979), para manter, dentro do possível, a compatibilidade do sistema brasileiro com outros sistemas usados fora do Brasil.

2 Considerações Gerais Sobre as AUs Brasileiras

2.1 Denominações populares, origem e cobertura vegetal das AUs

A maioria das AUs encontra-se no interior do Brasil (AUs interiores), e uma pequena, porém importante parcela localiza-se à beira mar (AUs costeiras). A grande extensão das AUs interiores resulta da alta precipitação e do relevo plano de grandes áreas do país. A precipitação não é distribuída de forma homogênea durante o ano inteiro, mas mostra diferentes padrões entre a época seca e chuvosa. Estes padrões são mais evidentes em latitudes maiores com a distância crescente do Equador, e resultam em uma transgressão da vegetação da Floresta Tropical Sempre Úmida Amazônica e da Mata Atlântica (floresta ombrófila densa) para o Cerrado e outros tipos de vegetação savânica (Chaco, Floresta Seca, etc.).

Esta transgressão da vegetação terrestre manifesta-se nas grandes AUs interiores. As AUs que ocorrem nos biomas amazônicos e na Mata Atlântica são cobertas com tipologias florestais alagáveis muito ricas em espécies, altamente adaptadas a inundações prolongadas e de grande profundidade. Por outro lado, as AUs do Cerrado compreendem um mosaico de vegetações hidrófilas, savanas alagáveis, e manchas de florestas alagáveis e secas, todas adaptadas a secas severas e ao impacto do fogo.

A diversidade de termos populares para definir as AUs reflete grandemente a variedade climática e vegetal do Brasil. Alguns destes termos têm base científica, outros, porém, são vagos, conforme indicado na tabela 1, onde é apresentada uma aproximação científica para esses termos populares. Um levantamento mostrou um total de 111

terminologias de AUs nas legislações federais, estaduais e municipais. O maior número de termos relacionados às AUs foi observado nas constituições estaduais (75), seguidas das legislações ambientais estaduais (63) e federais (34) (Maltchik, não publicado). Certamente esta lista ainda pode ser ampliada pela inclusão de outros termos regionais.

Tabela 1: Nomes populares em ordem alfabética para os diferentes tipos de AUs brasileiras e sua caracterização.

<u>Nome popular</u>	<u>Região</u>	<u>Caracterização</u>
Baixadas litorâneas (Restinga)	Área costeira	Corpos de água rasa e pântanos entre dunas no litoral, de afloramento do lençol freático, com macrofitas aquáticas e palustres, até florestadas
Banhado	Sul do Brasil	Denominação geral de áreas úmidas no Rio Grande do Sul
Branquilha	Paraná	Floresta de várzea
Brejo		Nome popular pouco específico para áreas encharcadas
Buritizal	Brasil	Áreas encharcadas cobertas com buritis (<i>Mauritia flexuosa</i>)
Campina, Campinarana	Amazônia central	Áreas arenosas com solos periodicamente encharcados, cobertos por uma vegetação savânica hidromórfica
Carnaubal	Área costeira	Áreas encharcadas de água doce, dominadas pela palmeira Carnaúba (<i>Copernicia prunifera</i>) e herbáceas palustres
Estuários	Brasil	Áreas úmidas costeiras caracterizadas como as áreas finais de rios ou lagos com forte influência das marés e água salina.
Igapó	Amazônia central	Área alagável ao longo dos rios de água preta e clara, pobres em nutrientes
Lagunas costeiras	Áreas costeiras	Corpos de água, geralmente de salinidade e vegetação variáveis, incluindo desde manguezais até macrófitas aquáticas de água doce, tais como taboais (<i>Typha angustifolia</i>)
Lavrados	Roraima	Áreas savânicas com lagos brejos e veredas dominados por <i>Mauritia flexuosa</i>
Manguezal	Área costeira	Ecosistema costeiro, que ocupa depósitos

		sedimentares lamosas, argilosas ou arenosas até o limite superior das preamares equinociais. Pode apresentar estrutura caracterizada por um continuum de feições conhecidas por: lavado, bosque de mangue (cobertura arbórea) e apicum ou salgado.
Mata ciliar	Brasil	Mata alagável ao redor de corpos de água
Mata riparia, mata galeria	Brasil	Mata periodicamente alagada ao longo de rios
Olho d'água	Brasil	Nascentes de rios. Áreas de descarga de água proveniente de águas subterrâneas ou de bolsões de água sub-superficial (aluvionárias)
Pântano	Brasil	Nome popular pouco específico para áreas encharcadas
Restinga	Área costeira	Corpos de água rasa e pântanos entre dunas no litoral, de afloramento do lençol freático, com macrofitas aquáticas e palustres, até florestadas
Turfeiras	Sul do Brasil	Pequenas áreas úmidas localizadas em áreas de altitude ou na planície costeira com grande concentração de matéria orgânica em decomposição e pH baixo (águas ácidas). Presença de <i>Sphagnum</i> spp..
Vargem	Brasil	Qualquer tipo de área periodicamente alagada
Varjão	Mato Grosso, Tocantins, Goiás	Várzea muito grande em áreas savânicas
Várzea	Amazônia central	Área alagável ao longo dos rios de água branca de origem Andina, ricos em nutrientes
Várzea	Outras regiões brasileiras	Qualquer tipo de área periodicamente alagável
Vereda	Região do Cerrado	Área permanentemente úmida, coberta por vegetação gramíneo-herbácea

Apesar de uma alta frequência e ampla distribuição, as AUs brasileiras permanentemente úmidas compreendem uma área total relativamente pequena. Pertencem a este grupo as veredas e os buritizais, e algumas formações ao longo da costa brasileira, como pequenas lagoas de salinidade variável, nas restingas. Este fato diferencia o Brasil dos países com clima frio e temperado, que mostram uma alta percentagem de AUs permanentemente úmidas com nível de água estável ou com solos permanentemente encharcados, tais como *peat-bogs*, *fens* e

mires (diferentes tipos de turfeiras). Por isso necessitamos de uma classificação adaptada às características nacionais, com base nas peculiaridades regionais.

A sazonalidade hídrica em todo o território brasileiro, com exceção do extremo sul do país, resulta de uma época chuvosa e outra seca, bem definidas no ciclo anual (Fig. 1).



Figura 1: Curvas de precipitação no território brasileiro (Salati & Marques 1984, modificado por Schöngart).

Em consequência disso, a descarga da maioria dos córregos, riachos e rios brasileiros varia muito. Os grandes rios representam o somatório da precipitação de suas extensas bacias hidrográficas e mostram uma sazonalidade anual explícita e previsível de cheia e seca, correspondendo à época chuvosa e seca (Fig.2). A amplitude é maior no Norte do país e diminui em direção ao Sul, onde a precipitação é menor. A descarga de riachos e pequenos rios está relacionada às chuvas locais (Fig. 3). Os pulsos de inundação são imprevisíveis e de curta duração, apesar do fato de que pode ser observado um aumento da descarga basal durante a época chuvosa e uma diminuição durante a seca, que nas áreas semiáridas pode levar à completa dessecação desses corpos de água. Os pulsos de inundação resultam no

alagamento de grandes áreas ao longo dos sistemas de drenagem, criando na extensão dos seus cursos áreas de vegetação ripária, cobertas tanto com vegetação florestal como herbáceo/arbustiva.

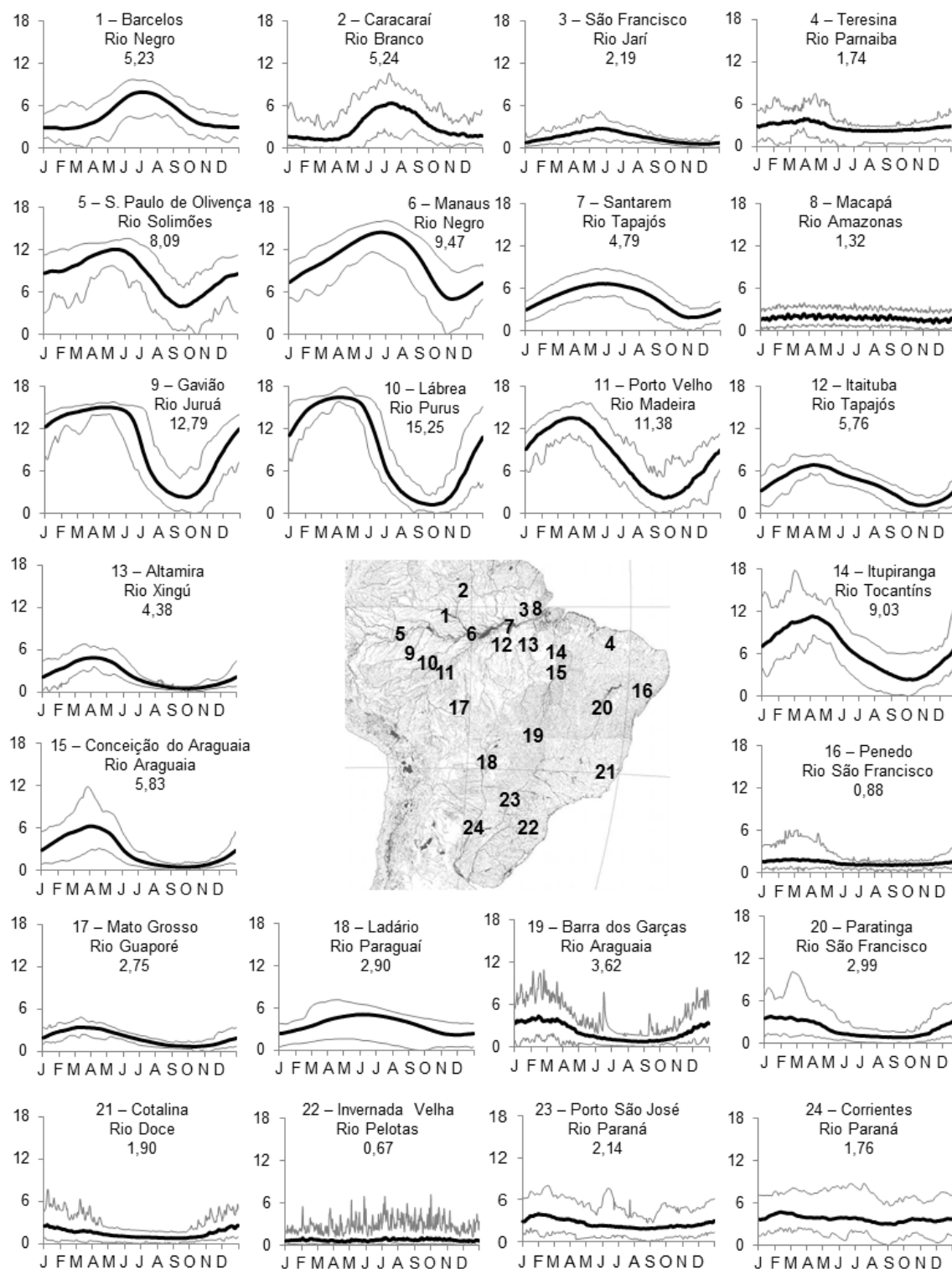


Figura 2: Hidrogramas dos grandes rios brasileiros. A posição geográfica das estações é indicada pelos números no mapa. As curvas representam o período de 1970-2010. Os

números em baixo dos nomes dos rios indicam o valor médio da amplitude do pulso de inundação. A curva preta representa o ciclo anual do valor médio do pulso e as curvas superior e inferior indicam os valores médios máximos e mínimos, respectivamente. Para facilitar a comparação, o valor mínimo de todas as curvas foi definido como ponto zero da escala (Schöngart, não publicado).

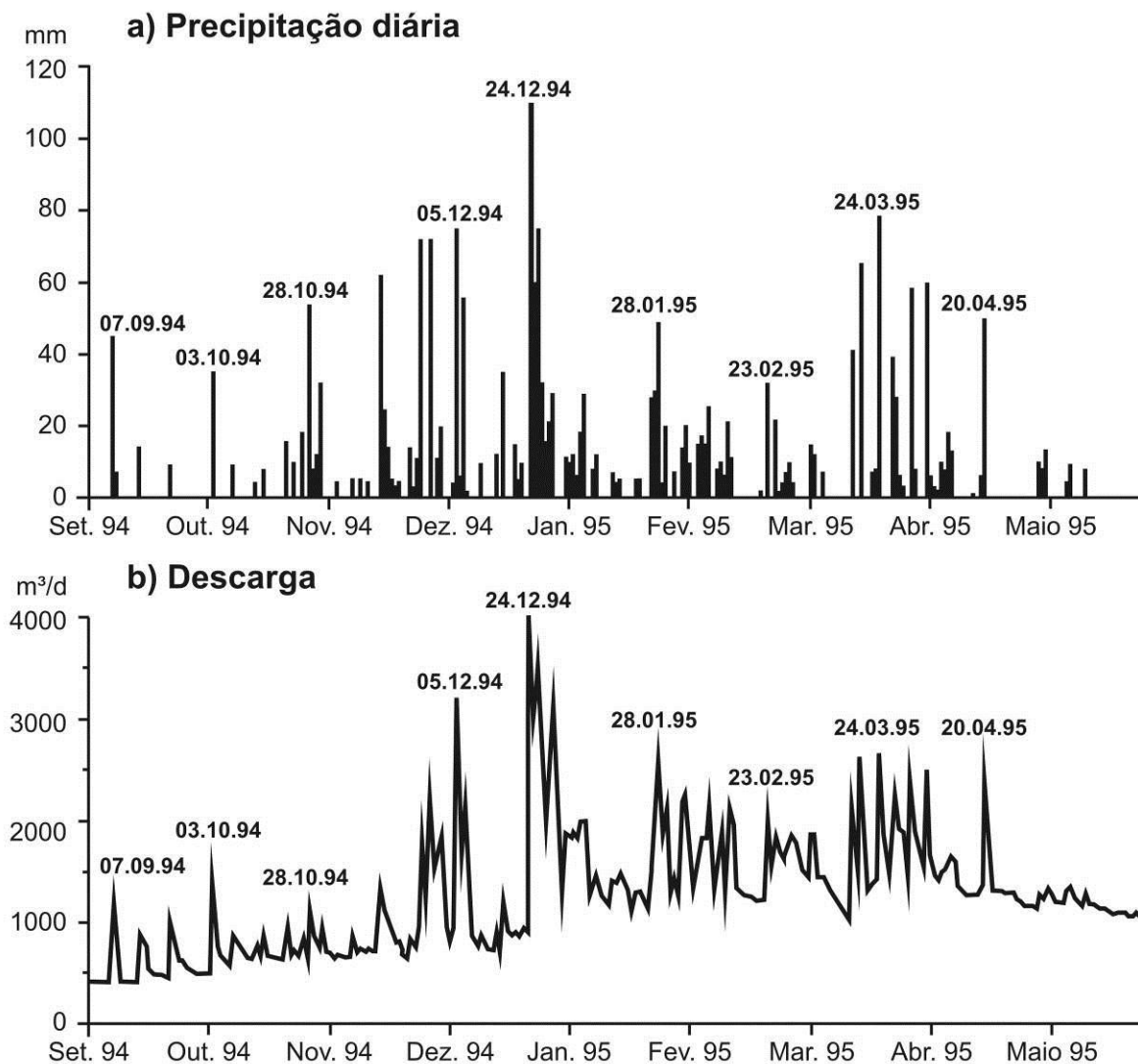


Figura 3a, b: Curva de precipitação diária (3a) e hidrograma (3b) do córrego de cerrado Tenente Amaral, na Chapada dos Guimarães, próximo a Cuiabá, na Bacia do Rio Paraguai. Este hidrograma irregular é característico para todos os igarapés e rios de baixa ordem fluvial, e corresponde à curva de precipitação diária da região (Wantzen 2003).

Ao longo da maioria dos grandes rios, extensas planícies alagáveis se desenvolvem, sendo compostas por um complexo mosaico de lagoas, meandros abandonados, canais, baixadas, elevações e diques marginais, fruto da força hidráulica, da resistência aos processos erosivos e de sedimentação dos rios durante as enchentes anuais (Fig. 4). Exceções a este padrão são os rios encaixados em vales estreitos, tais como os rios São Francisco, Tocantins, e Uruguai, que são acompanhados por estreitas áreas alagáveis. Na região Amazônica, os rios que fluem em falhas tectônicas têm AUs relativamente pequenas, como verificado no Rio Madeira, à jusante de Porto Velho, e em alguns dos seus tributários (Fig. 4).

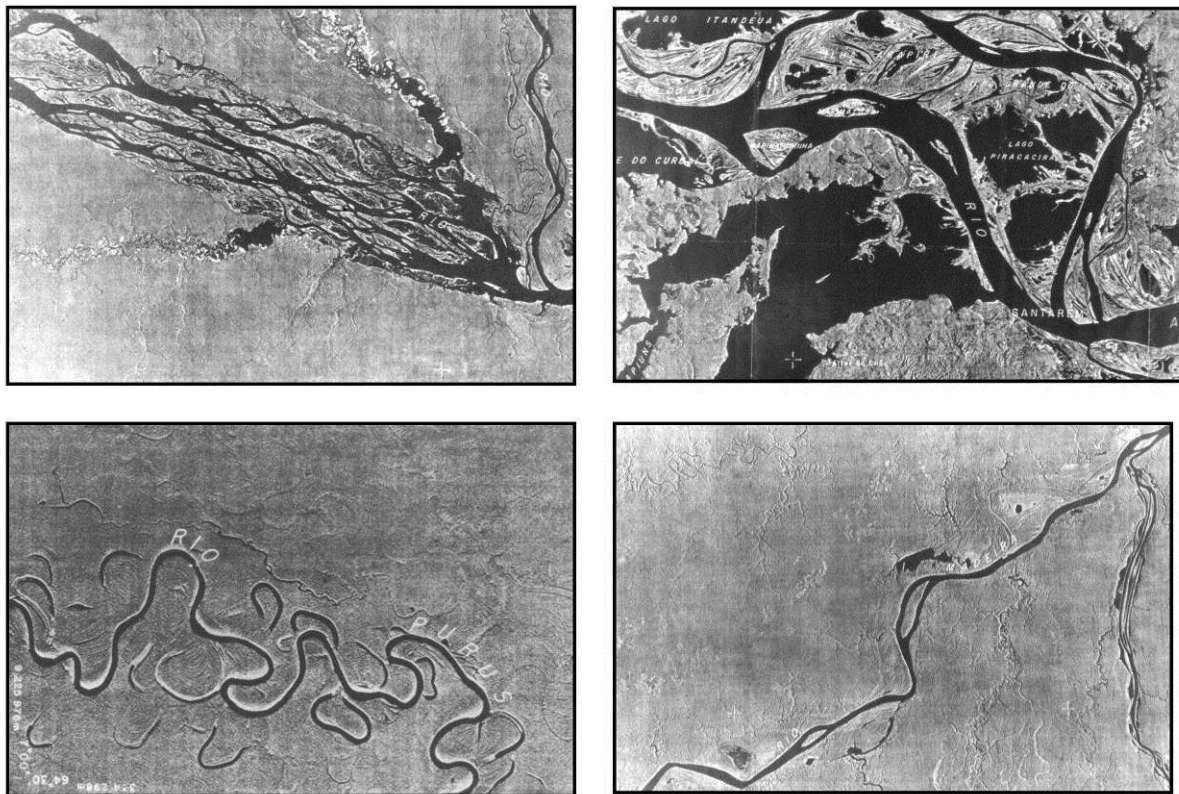


Figura 4: Da esquerda para direita: Áreas alagáveis do Rio Negro acima do Rio Branco, do Amazonas na embocadura do Rio Tapajós, do Rio Purus, e do Rio Madeira com estruturas hidromorfológicas características (RADAM BRASIL).

Nas grandes planícies interfluviais brasileiras, como verificado na Bacia Amazônica, nas chapadas do Cerrado e no Chaco, a precipitação durante a época chuvosa ultrapassa a capacidade de drenagem dos sistemas fluviais e resulta na inundação periódica rasa de grandes áreas adjacentes. Nas bacias hidrográficas do extremo sul do Brasil, inundações

periódicas também ocorrem. Somente no final da época chuvosa estas áreas liberam lentamente a água para os rios e riachos conectados, atuando desta forma como sistema de tampão hidrológico para a descarga. Em algumas áreas existe uma transição de gradiente entre as áreas alagadas pelos próprios rios e as áreas alagadas pelas chuvas, como ocorre no Pantanal mato-grossense, nas áreas alagáveis do Rio Araguaia (Ilha do Bananal) e do Rio Guaporé, de Roraima, ao longo do Rio Branco, e nas florestas do médio Rio Negro e seus tributários, incluindo as Campinas e Campinaranas associadas. Também todas AUs costeiras sujeitas ao impacto da maré mostram flutuações de nível da água, como é o caso dos manguezais, algumas lagoas costeiras (Lacerda 2001, Lacerda et al. 1993), algumas AUs de restinga influenciadas pelo afloramento do lençol freático, e as AUs nas embocaduras dos rios.

A estrutura e o funcionamento das AUs com níveis de água oscilantes são descritos pelo Conceito de Pulso de Inundação (Junk et al. 1989). Este conceito define, analisa e explica o intercâmbio lateral de água, nutrientes, e organismos entre rios ou lagos e as respectivas áreas alagáveis conectadas, definindo processos e padrões de assinatura hidrológica na mudança das condições ecológicas entre a fase terrestre e a aquática. Também estão incluídas neste conceito as áreas periodicamente alagadas pelas chuvas e pela subida periódica do lençol freático. A sequência de inundação e seca (o pulso de inundação) é a força dominante dos processos ecológicos em AUs de alagamento periódico. As áreas periodicamente alagadas e secas são chamadas de áreas de transição aquático/terrestre [Aquatic Terrestrial Transition, Zone, ATTZ, (Junk et al. 1989)], e elas constituem a maior parte das AUs Brasileiras. Em AUs extensas, como as várzeas e igapós amazônicos ou do Pantanal Mato-grossense, as ATTZs são compostas por muitos habitats diferentes e incluem, além das áreas periodicamente secas e alagadas, também as respectivas lagoas e canais, com pequenas ilhas de “terra firme”, com habitats de importância fundamental para a manutenção da biodiversidade biológica e da produtividade do sistema.

O pulso de inundação pode ser classificado com monomodal ou polimodal, previsível ou imprevisível, e com amplitude alta ou baixa (Tab. 2). A alternância entre as fases secas e úmidas representa um estresse significativo para os organismos vivendo nas AUs. Pulsos previsíveis favorecem o desenvolvimento de adaptações de organismos e endemismos. Deste modo, organismos aquáticos são beneficiados durante a fase aquática, e os organismos terrestres durante a fase terrestre. Os pulsos imprevisíveis têm efeitos negativos para muitas

espécies de animais, eliminando partes das populações. Invertebrados terrestres e aquáticos superam altas perdas por meio de altas taxas de reprodução e ciclos de vida curtos (Adis 1997, Adis & Messner 1997, Adis & Junk 2002, Adis et al. 2010). Mesmo assim, estes pulsos inibem o melhor aproveitamento dos recursos à disposição na ATTZ. Informações adicionais encontram-se em Junk & Wantzen (2004) e Junk (2005).

Tabela 2: Tipos de pulsos de inundação e AUs afetadas

Previsibilidade	Frequência	Amplitude	Tipo de AU afetada
Previsível	monomodal	alta baixa	AUs ao longo de grandes rios, grandes AUs interfluviais, AUs em dunas costeiras (e.g. Lencões Maranhenses)
Previsível	polimodal	variável	AUs costeiras com maré
Imprevisível	polimodal	variável	AUs ao longo de pequenos rios, em pequenas depressões, e em dunas costeiras
Imprevisível	multianual	baixa	AUs no Nordeste semiárido

2.2 Serviços das AUs para o meio ambiente e para a sociedade

AUs fornecem diversos serviços para a sociedade. A importância para a manutenção da biodiversidade é destacada por Gopal et al. (2000). O valor médio global em serviços ecossistêmicos, biodiversidade, e considerações culturais de AUs foi estimado em 14.785 US\$ ha⁻¹ a⁻¹, um valor mais alto que aquele de outros sistemas, como rios (8.498 US\$ ha⁻¹ a⁻¹), florestas (969 US\$ ha⁻¹ a⁻¹) e savanas (232 US\$ ha⁻¹ a⁻¹) (Costanza et al. 1997). Com base em métodos similares, Seidl & Moraes (2000) encontraram para o Pantanal de Nhecolândia cerca da metade deste valor. Certamente, estes valores precisam ser verificados em maior detalhe para as AUs brasileiras por meio de análises caso a caso, e devem ser também validados, porém, eles já são um forte indicativo da importância econômica, funcional, estética e cultural das AUs brasileiras.

Entre os principais serviços proporcionados pelas AUs podemos listar:

- Estocagem periódica da água e a sua lenta devolução para os igarapés, córregos e rios conectados, reduzindo com isso as flutuações do nível da água e o perigo de enchentes e secas catastróficas;
- Recarga dos aquíferos e do lençol freático;

- Retenção de sedimentos;
- Purificação da água;
- Fornecimento de água limpa;
- Dessedentação de animais, silvestres e domésticos;
- Irrigação da lavoura;
- Regulagem do microclima;
- Recreação (banho, pesca, lazer);
- Ecoturismo;
- Manutenção da biodiversidade;
- Estocagem de carbono orgânico;
- Moradia para populações tradicionais;
- Fornecimento de produtos madeireiros e não madeireiros (fibras, plantas medicinais, frutas, etc.), pescado, produtos agrários e de pecuária.

Muitos destes serviços sofrem o destino dos chamados “bens comuns”, onde todos se beneficiam, mas ninguém é responsabilizado por sua manutenção. Este comportamento é descrito na teoria econômica como “tragédia dos bens comuns” (Hardin 1968). As consequências econômicas e sociais dramáticas desta negligência podem ser observadas a cada ano, quando aparecem as notícias nos jornais sobre inundações catastróficas no Brasil. Desde 2010, milhares de pessoas em Minas Gerais, São Paulo, Santa Catarina, Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul ficaram desabrigadas e perderam os seus bens, e algumas até a própria vida. Os gastos para os moradores eram dramáticos como também para o setor público, que tem que investir pesadamente na proteção contra inundações futuras. A transformação das AUs ao longo dos rios em áreas urbanizadas pela construção civil, bem como também a conversão das AUs em pastagem e cultivos pelo agronegócio, juntamente com o desmatamento indiscriminado em partes-chaves das bacias, foram indicados como fatores agravantes nestas inundações catastróficas (Junk et al. 2012). Levando em consideração as perdas anuais de vidas e bens, e os gastos para medidas de proteção contra inundações ao longo dos rios, o cálculo do valor econômico das AUs intactas indicado por Costanza et al. (1997) parece ser mais realístico para a maioria dos estados brasileiros.

2.3 Principais ameaças para as AUs

Em nível mundial a ciência vem estimando que mais de 50% das AUs já foram destruídas ou tiveram sua integridade comprometida (Mitch & Gosselink 2008). As AUs brasileiras não são exceção e sofrem várias ameaças, porém, em diferentes graus. O aumento da densidade populacional nas diferentes regiões do país e a acelerada transformação nas formas de uso da terra, especialmente dos ambientes aquáticos, constituem os principais mecanismos de degradação e perda das AUs brasileiras, por meio dos mecanismos listados a seguir:

- Drenagem pela agricultura e pecuária;
- Construção de áreas habitacionais, de infraestrutura urbana e de uso industrial;
- Poluição por esgotos e resíduos domésticos, industriais e de mineração;
- Construção de hidrelétricas, que inundam AUs rio acima da barragem, interrompem a conectividade longitudinal, e mudam o pulso de inundação rio abaixo;
- Construção de hidrovias;
- Construção de diques que interferem na conectividade lateral separando as AUs dos rios;
- Exploração indevida dos recursos naturais (recursos pesqueiros, madeireiros e não madeireiros, e da biodiversidade);
- Mudanças do clima global.

Consideramos, todavia, que a maior ameaça para as AUs brasileiras é a falta de uma legislação específica, baseada no conhecimento científico, que regule sua proteção, e a falta de uma estrutura hierárquica clara e coerente dos diferentes órgãos executores para a sua implementação e gestão voltada à sustentabilidade.

Esta legislação deveria levar em consideração não somente os aspectos econômicos atuais, mas também as exigências ecológicas e sociais, antecipando, dentro do possível, cenários futuros para os fatores de indução de câmbio, tais como: a crescente demanda para água potável, o crescimento populacional nas diferentes regiões brasileiras, e os diversos impactos potenciais das mudanças climáticas globais.

Além da falta de legislação outros fatores influenciam o desaparecimento das AUs, como a falta de preparo científico e motivação por parte dos tomadores de decisão em reconhecer os diferentes tipos de AUs brasileiras, bem como a falta de interlocução destes tomadores de decisão com a comunidade científica.

3. Arcabouço Legal e Arranjo Institucional das AUs Brasileiras

A análise do arcabouço legal e do arranjo institucional das AUs brasileiras é extremamente difícil devido ao grande número de instituições envolvidas em sua gestão e à estrutura pouco transparente das interligações entre elas. Desta forma, concordamos plenamente com Vieira (2000), que analisou a legislação sobre o uso da várzea amazônica e chegou a conclusão que é de importância fundamental juntar a legislação em vigor em uma única publicação, denominar os órgãos participantes no processo de legislação e na implementação dos regulamentos, e definir as suas atividades. **Infelizmente, não conseguimos até agora peritos para esta tarefa e pedimos contribuições dos leitores competentes para melhor aprofundar esta área.**

Existem 111 terminologias relacionadas às AUs nas três principais esferas das legislações brasileiras (Federais - Código Florestal Brasileiro, Resolução do CONAMA 303/2002 e 302/2002 - constituições estaduais e legislações estaduais e municipais). Entretanto, somente 19 termos foram definidos nas leis estaduais e apenas cinco nas três leis federais. Essas definições variaram e abrangem somente AUs específicas, o que faz com que muitos tipos de AUs não estejam definidas nas legislações brasileiras (Maltchik com. pess.).

No âmbito dos recursos hídricos, a Lei Federal 9.433/97, também chamada de Código das Águas, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, possui em um dos seus instrumentos, denominado de Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), um conjunto de ações para efetivação da gestão de recursos hídricos no Brasil. Essas ações compõem os programas do PNRH e seus detalhamentos operativos e aprovações são de responsabilidade do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) (BRASIL 2008).

Dentre os 13 programas existentes no PNRH, o Programa IX (Gestão de Recursos Hídricos Integrada ao Gerenciamento Costeiro, incluindo as Áreas Úmidas) e o Programa XI (Conservação das Águas do Pantanal, em especial suas Áreas Úmidas) focam de maneira prioritária várias ações relacionadas às AUs. O detalhamento do Programa IX está em

apreciação pelo CNRH e o Programa XI teve seu detalhamento aprovado pela resolução CNRH n° 99 de 2009 (Brasil 2009).

Ambos os programas têm âmbito regional, por serem pautados pela especificidade das ações e das atividades previstas segundo as características e as peculiaridades de cada uma das seguintes áreas, bacias ou regiões: aquíferos estratégicos, Zona Costeira, Amazônia, Pantanal e Semiárido.

Seus detalhamentos visam proceder à elaboração de: (a) modelos institucionais de gestão apropriados à natureza dos problemas a enfrentar; (b) ênfases e prioridades na implantação de instrumentos de gestão de recursos hídricos próprios a cada região; (c) intervenções físicas estruturais de cunho regional destinadas à recuperação das disponibilidades hídricas, em quantidade e qualidade, e a sua conservação e aproveitamento de forma ambientalmente sustentável.

Como forma de priorizar as iniciativas que são importantes para a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos para o quadriênio 2012-2015, foi realizada a revisão do PNRH (BRASIL, 2011). Dentre as prioridades destacam-se pela afinidade ao contexto do presente documento:

- Identificação, atualização e mapeamento das AUs do Brasil;
- Elaboração e implementação de projetos de conservação nas bacias hidrográficas com AUs;
- Adoção das ações do Centro de Saberes e Cuidados Socioambientais da Bacia do Prata e do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas, como referência na elaboração de estudos e pesquisa;
- Elaboração e implementação de política de áreas úmidas;
- Desenvolvimento de estudos sobre áreas úmidas e normatização do uso e da ocupação das AUs interiores;
- Mapear e monitorar empreendimentos em áreas costeiras e úmidas;
- Reavaliar o mecanismo de gestão das Zonas Úmidas e integrá-las ao Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos;

- Propor adequação das legislações estaduais às especificidades dos biomas caatinga e cerrado, zona estuarina e áreas úmidas.

Além dos pontos destacados, são propostas alterações do nomes dos programas do PNRH existentes para “Conservação das áreas úmidas do Brasil”, “Conservação do pantanal e demais áreas úmidas” e “Conservação das águas em áreas úmidas e pantanosas”. Com isso, fica claro que o PNRH tem reconhecido a importância das AUs, inclusive considerando a necessidade de que essas áreas venham a ser tratadas com sua devida especificidade e importância.

A confusão existente em respeito à situação legal das AUs brasileiras pode ser apreciada no “Relatório Nacional sobre a Implementação da Convenção de Ramsar sobre Áreas Úmidas” (Brasil 2012). Embora a finalidade deste trabalho não seja analisar esse relatório, é fundamental que sejam destacados dois pontos considerados críticos para a discussão sobre a situação das AUs brasileiras, e o papel e responsabilidade do governo como signatário da Convenção de Ramsar.

A pergunta 1.1.1 do Secretariado da Convenção do Ramsar diz: “O seu país tem um inventário abrangente das AUs nacionais?”. A resposta é “*sim*”. No parágrafo “Informações adicionais” o relatório cita a publicação de Diegues (2002), que não está à disposição em formato eletrônico, e cita algumas atividades adicionais nos mangues e atividades sobre levantamentos de dados sobre a biodiversidade. O trabalho de compilação de nosso grupo mostra, que o Brasil está longe de ter um inventário abrangente de suas AUs.

A pergunta 1.3.1 diz: *Existe uma Política Nacional de AUs (ou um instrumento equivalente)?* A resposta é “*sim*”. No parágrafo “Informações adicionais” o relatório confirma, que “*Como foi informado no relatório anterior, apesar de não ter uma política específica para AUs, o Brasil tem uma estrutura da política de meio ambiente bem desenvolvida que está aplicada à todos os tipos de ecossistemas brasileiros. O governo brasileiro acredita, que a melhor estratégia para o país é a implementação da ampla legislação ambiental existente, em vez de criar um instrumento político novo focalizando especificamente as AUs*”.

Finalmente, o parágrafo cita algumas das mais importantes ações já em curso: Plano Nacional de Áreas Protegidas (PNAP-2006), Política Nacional de Biodiversidade (PNB-2002), Código Florestal (Lei federal 4.771/65, atualmente em revisão), Política Nacional de Recursos

Hídricos (PNRH), Plano Participatório de Saneamento Básico (PLANSAB), Política de Formação Humana na Área de Pesca Marinha, Continental e Aquicultura Familiar, Programa Integração de Bacias Hidrográficas, Revitalização de bacias hidrográficas degradadas e vulneráveis, Conservação e Recuperação dos Biomas Brasileiros, Conservação e uso sustentável da biodiversidade e recursos genéticos, etc.

Embora o objetivo deste trabalho não seja analisar as atividades destes programas, nem avaliar a sua eficiência para a proteção das AUs brasileiras, é importante salientar que **na discussão sobre o novo Código Florestal a baixa eficiência do conjunto dessas estratégias governamentais no que diz respeito às AUs brasileiras ficou evidente, dado que a legislação está deixando grandes partes das AUs ripárias, em sua maioria florestadas, completamente desprotegidas, como descrito nos parágrafos 4.2.1 e 4.2.2** (Piedade et al. 2012, Junk et al. 2012, Sousa Jr. et al. 2012, Resolution on Sustainable Use and Protection of Brazilian Wetlands of the 9th INTECOL Meeting 2012 in Columbus – Ohio, USA, Anexo 1).

4. Definição e Delineamento das AUs Brasileiras

4.1 Definições na literatura internacional

AUs são ecossistemas específicos, cuja presença, extensão e características estruturais e funcionais dependem das peculiaridades climáticas, hidrológicas e geomorfológicas regionais. De acordo com Cowardin et al. (1979) não existe uma única, indisputável, ecologicamente correta definição para AUs. Isso resulta, principalmente, da sua grande diversidade e da existência de um contínuo entre ambientes secos, úmidos, e aquáticos.

Na literatura internacional existem várias definições para áreas úmidas (Mitsch & Gosselink 2008) entre outras aquelas do International Biological Program (IBP) (Westlake et al. 1988), da Convenção de Ramsar (IUCN 1971), do U.S. Fish and Wildlife Service (USFWS) (Cowardin et al. 1979), do Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) (Gopal et al. 1990), e a definição e classificação geomórfica de Semeniuk & Semeniuk (1995).

Para fundamentar a discussão aqui proposta citamos 3 das definições mais comumente utilizadas pela literatura de AUs:

Definição da Convenção de Ramsar:

“AUs são áreas de diferentes tipos de pântanos, brejos, turfeiras ou de água rasa, tanto naturais quanto artificiais, permanentes ou temporárias, doces, salobras ou salinas, incluindo áreas marinhas até uma profundidade de 6 metros durante a maré baixa” (IUCN 1971).

Definição do Programa Biológico Internacional (*International Biological Program, IBP*):

“Uma AU é uma área dominada por plantas herbáceas específicas, que crescem principalmente na superfície da água com partes aéreas, e que resistem a quantidades de água que são excessivas para a maioria das outras plantas terrestres” (Westlake et al 1988).

Definição do U.S. Fish and Wildlife Service (USFWS):

“AUs são áreas transicionais entre sistemas terrestres e aquáticos, onde o nível da água se encontra normalmente na superfície do solo ou perto dela, ou o solo é coberto por água rasa. Para ser classificada como AU, a área tem que mostrar um ou mais dos seguintes atributos: (1) a área deve estar coberta com hidrófitas, pelo menos periodicamente (2) o substrato predominante deve ser um solo hídrico não drenado, (3) o substrato é um “não-solo”, saturado com água ou coberto por água rasa durante um certo tempo de cada ano, no período de crescimento das plantas superiores” (Cowardin et al. 1979). (* por exemplo o fundo rochoso dos Everglades).*

Estas definições foram formuladas para servir às finalidades específicas dos referidos programas: A definição da Convenção de Ramsar para a proteção de aves aquáticas migratórias, a definição do IBP para servir às exigências dos botânicos trabalhando neste programa, e a definição do USFWS buscando servir às necessidades de manejo e da proteção das AUs temperadas nos EUA. A pergunta que se faz é, portanto, até que ponto essas definições servem às exigências brasileiras?

As definições supracitadas têm 2 atributos chaves em comum: (1) nível de inundação e saturação do solo com água, e (2) vegetação característica de AUs (hidrófitas). A definição do USFWS inclui solos como terceiro parâmetro. Na determinação da profundidade dos corpos de água, as definições são vagas, não definindo o que vem a ser “água rasa”. A definição da Convenção de Ramsar cita 6 metros na maré baixa para áreas costeiras, para proteger as áreas de pastejo de aves aquáticas, particularmente anseriformes (patos e gansos), de interesse cinegético e migratório (risco epidemiológico).

Como já foi dito anteriormente, as AUs Brasileiras mostram peculiaridades que as diferenciam daquelas dos países de clima temperado ou frio da Europa, EUA, Canadá, e o norte da Ásia. Estes países têm uma percentagem alta de AUs permanentes com nível de água relativamente estável, como os pântanos oligotróficos, formados por musgos (*Sphagnum* spp.) (peat bogs) e pântanos eutróficos, formados por capins e plantas herbáceas (marshes). Nestas condições, a matéria orgânica é acumulada, resultando na formação de camadas de turfa ou de solos ricos em matéria orgânica. Por isso, a qualidade do solo pode ter um papel importante na definição de AUs. Grandes partes das AUs brasileiras secam completamente durante a época de seca (águas baixas). Nestes casos, a acumulação de material orgânico no solo é baixa, porque durante a época seca o solo é aerado e o material orgânico rapidamente oxidado, devido às altas temperaturas tropicais. Somente AUs brasileiras permanentemente úmidas estocam matéria orgânica em longo prazo, e.g. buritizais e veredas (Householder et al. 2012, Wantzen et al. 2012).

Considerando o fato de que o pulso de inundação é o fator preponderante na caracterização da maioria das AUs brasileiras, propomos a elaboração de uma definição que inclua todas as áreas cobertas ou encharcadas por água doce ou salinizada, temporárias ou permanentes, até uma profundidade média máxima nas cheias e da maré alta, correspondentes à amplitude média máxima do respectivo pulso de inundação no respectivo local. Isso leva em consideração as diferenças na amplitude entre as diferentes AUs, que, nas AUs interiores, por exemplo, chegam no Solimões/Amazonas em Manaus a 15m, em Óbidos e Santarém a 8m, e no Rio Paraguai a 7m. A maior parte do litoral brasileiro, do estado de Alagoas ao Rio Grande do Sul, apresenta amplitudes de marés inferiores a 2 metros (micromarés); as amplitudes superiores a 4 metros (macromarés) ocorrem apenas no estado do Maranhão, em parte do Pará (Salinópolis) e no litoral sul do Cabo Norte (Amapá) (Tessler & Goya 2005). Lagos, lagoas e canais nestas AUs são incluídos na definição até as respectivas profundidades, na cheias máximas ou nas sizíguas.

Uma das características das AUs brasileiras é a ocorrência de florestas alagáveis muito ricas em espécies arbóreas altamente adaptadas às inundações. As florestas alagáveis ao longo dos grandes rios amazônicos contêm mais de que 1000 espécies, muitas delas endêmicas para a região (Wittmann et al 2006, 2012). No cerrado, as florestas ligadas às margens de rios, (matas de galeria e matas ciliares) apresentam cerca de 1214 espécies de árvores e palmeiras,

das quais aproximadamente 450 são exclusivas a ambientes úmidos da vegetação denominada Mata Ciliar (Walter 2006). Para o Pantanal, cerca de 400 espécies são descritas (Pott & Pott 1996, Junk et al 2006). O mesmo número é estimado para as AUs do Rio Araguaia (Arruda com. pessoal). Para as AUs interiores do Sul do Brasil 179 espécies foram levantadas (Wittmann, com. pes.) (Tab. 3). Em comparação a esses valores, as florestas alagáveis do Mississippi contêm cerca de 150 espécies lenhosas, as florestas alagáveis temperadas na Europa cerca de 60 espécies (Schnitzler et al. 2005). Por isso, espécies lenhosas têm um papel importante na classificação da AUs brasileiras e de seus habitats.

Tabela 3: Diversidade de árvores e plantas herbáceas na várzea amazônica (Junk & Piedade 1993, Wittmann et al. 2010, 2012), no Pantanal (Pott & Pott 2000, Junk et al. 2006), e nas AUs interiores do Sul do Brasil (Rio Grande do Sul) (Rolon et al. 2010). *Em áreas não-inundáveis dentro do Pantanal; **em áreas permanentemente ou periodicamente inundadas ou saturadas com água; *principalmente nas florestas ripárias dos campos sulinos (Wittmann, com. pess.); *****Regnellidium diphyllum*.**

	Várzea Amazônica	Pantanal	AUs do Sul do Brasil
Plantas lenhosas			
Total	>1000	750	179
Terrestres*	nenhuma	400	nenhuma
Palustres**	>1000	350	179***
Plantas herbáceas			
Total	390	1150	280
Terrestres	340	900	sem dados
Aquáticas/palustres	50	250	280
Plantas endêmicas	68 árvores	nenhuma	1 planta herb. ****

Resumindo os argumentos levantados, nós propomos para as AUs Brasileiras a seguinte definição:

“Áreas Úmidas (AUs) são ecossistemas na interface entre ambientes terrestres e aquáticos, continentais ou costeiros, naturais ou artificiais, permanentemente ou periodicamente inundados por águas rasas ou com solos encharcados, doces, salobras ou salgadas, com comunidades de plantas e animais adaptadas à sua dinâmica hídrica.

AUs devem possuir (1) presença, pelo menos periodicamente, de espécies de plantas superiores aquáticas ou palustres, e/ou (2) presença de substrato/solo hídrico.

4.2 Aspectos jurídicos envolvendo o delineamento das AUs brasileiras

4.2.1 As AUs brasileiros e o Código Florestal

O delineamento das AUs é de importância fundamental para propostas visando sua gestão, proteção e manutenção. Esta delimitação é também uma necessidade premente para propiciar o cumprimento de leis maiores do País, e também para ajustá-las às peculiaridades regionais cientificamente já conhecidas para esses ambientes. Na Constituição Brasileira de 1988 (Capítulo II - DA UNIÃO, Art. 20, III), são bens da União *“os lagos, rios e quaisquer correntes de água em terrenos de seu domínio, ou que banhem mais de um Estado, sirvam de limites com outros países, ou se estendam a território estrangeiro ou dele provenham, bem como os terrenos marginais e as praias fluviais”*. Por outro lado, o Código Florestal de 1965, no Art. 2º, modificado pela lei 7.803, de 18 de julho de 1989, dispõe que *“Consideram-se de preservação permanente, pelo só efeito desta Lei, as florestas e demais formas de vegetação natural, situadas: a) ao longo dos rios ou de qualquer curso d’água desde o seu nível mais alto”*.

Entretanto, na versão do Código Florestal discutida recentemente e modificada pela Medida Provisória 571, foi definido como nível do rio para efeitos de criação de Áreas de Preservação Permanente (APPs) o nível intermediário (“calha regular”) da enchente. Para a Amazônia, onde a diferença entre os níveis altos e baixos da inundação pode ser de mais de 10 metros, e onde as florestas alagáveis ocorrem nos níveis acima dos 5 metros de cheia, a definição do nível de proteção com base no valor médio da cheia dos rios deixará cerca de 80% das florestas inundáveis sem proteção. No Pantanal, a definição de “calha regular” está longe de contemplar a complexidade do ambiente. Por exemplo, enquanto que na entrada da planície Pantaneira a área alagável do Rio Cuiabá é estreita, dentro da planície ela é muito larga, embora a largura do leito regular não mude. No Cerrado, em anos de secas extremas, as cabeceiras dos rios podem secar completamente. Situações como essas se repetem em todas as AUs do território nacional.

Por sua vez, as APPS foram definidas na MP 571 para rios de qualquer largura como áreas contendo a mata ciliar equivalentes à metade da largura do rio, em uma faixa de, no mínimo, 30 metros e, no máximo, 100 metros, para as propriedades maiores. Entretanto, ainda no mês de outubro do corrente, a Comissão Parlamentar Mista propôs a diminuição da faixa

mínima de recuperação para 20 metros, deixando para os Programas de Regularização Ambiental dos estados a definição das extensões que precisam ser recuperadas, acabando, desta forma, com a regra de que devem ser equivalentes à metade da largura do curso de água. Do ponto de vista científico, de proteção e de manejo sustentável das AUs, esta abordagem é incipiente, pois protege somente parcialmente esses ambientes, por meio de uma faixa terrestre tampão adjacente ao corpo de água. Ela tampouco considera as verdadeiras dimensões dos grandes rios brasileiros, especialmente aqueles da Amazônia, para os quais uma faixa marginal, mesmo de 100 m de proteção é, obviamente, insuficiente. Peca ainda por não considerar o gradiente da inundação, que é responsável pelos diferentes tipos de comunidade de plantas associadas às AUs e seu solo inundado.

O texto final do novo Código Florestal após a edição da MP 571 já foi aprovado, embora a discussão ainda continue por meio de ações jurídicas oriundas de vários setores da sociedade. Entretanto, caso a versão sancionada seja mantida em substituição ao Código Florestal de 1965, grandes partes das AUs brasileiras ficarão desprotegidas, eliminando seus múltiplos serviços para o homem e o meio ambiente, levando a severos danos para a população ribeirinha, para o ambiente urbano, para a qualidade de água, e para a biodiversidade. Além disto, como já vem sendo evidenciado nos últimos meses, diferenças legais entre os textos da Constituição Brasileira e do Código Florestal em tramitação podem provocar entraves jurídicos, com graves prejuízos para as já desprotegidas AUs brasileiras.

Desta forma, apesar da relevância, especificidade, multiplicidade socioambiental, de tipologias, de serviços ambientais e de biodiversidade, as AUs brasileiras enfrentam um grave problema em termos de sua preservação e recuperação, incluindo aqui a arbitrária definição da extensão das APPs marginais aos rios. O delineamento lateral proposto careceu de base científica apropriada para cada região e/ou bioma brasileiro, ao assumir que as APPs devem ter largura fixa proporcional ou não à largura do corpo de água. É extremamente importante que essa avaliação e cálculos premiem as peculiaridades das diferentes regiões brasileiras. Para várias delas, como a Amazônia, Pantanal, região Sudeste e Rio Grande do Sul, um robusto conjunto de trabalhos já tipificou as AUs com base em diversos parâmetros, e grande parte da vegetação aquática já foi identificada, podendo essas informações subsidiar o detalhamento em nível regional.

4.2.2 O Código Florestal Brasileiro e as grandes AUs

A aplicação do Código Florestal não funciona ou é, no mínimo, omissa para as grandes AUs ao longo dos rios da Amazônia e do Rio Paraná, as grandes AUs nos interflúvios, o Pantanal e a Ilha do Bananal, e para algumas das grandes AUs costeiras. Estas AUs são sistemas muito complexos, com alta diversidade de habitats, e que se estendem sobre milhares de quilômetros quadrados. A proteção de uma faixa ao longo dos cursos dos rios independente de sua largura, só protegerá uma pequena parte das AUs, deixando sua abrangência e funcionalidade desprotegidas. Assim, proteger somente a vegetação ciliar do Rio Paraguai e seus tributários irá deixar mais de 90% do Pantanal ameaçado. A figura 5 a, b (Nunes da Cunha & Junk 2001) mostra os diferentes tipos de florestas em um dique marginal natural do pequeno Rio Cassange, dentro do Pantanal do Mato Grosso. Na cheia, não só o dique marginal, mas também os campos adjacentes são inundados por distâncias de muitos quilômetros, e seriam completamente desprotegidos.

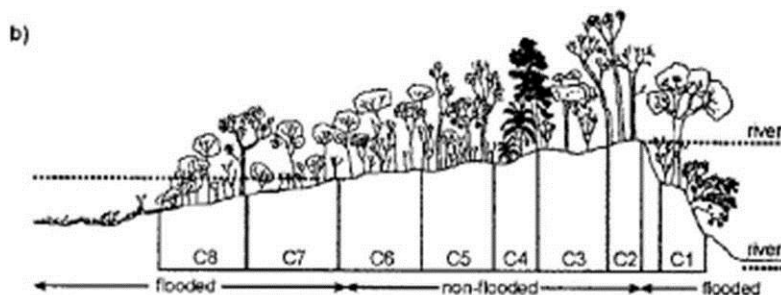
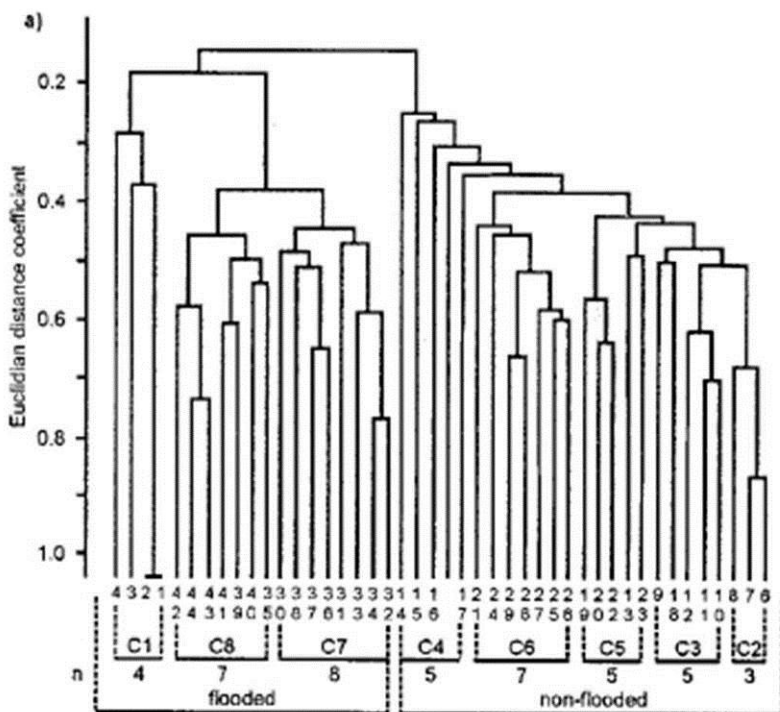


Figura 5a, b: a) Dendrograma da análise de cluster mostrando os diferentes tipos de comunidades arbóreas. b) Distribuição das diferentes comunidades arbóreas ao longo do gradiente hidrográfico em um dique marginal do Rio Cassange, Pantanal de Poconé (Nunes da Cunha & Junk 2001).

O mesmo acontecerá nas várzeas e igapós amazônicos, nas planícies inundáveis do Guaporé e do Araguaia. Nos interflúvios do alto Rio Negro não há rios, porém, há grandes AUs e ali estão situadas as nascentes de alguns rios importantes que drenam a paisagem. E as campinas e campinaranas amazônicas, e as veredas do Cerrado? Como se aplica o texto do Código Florestal para a proteção das matas ciliares dessas áreas?

Além disso, muitas AUs grandes, como o Pantanal, a Ilha do Bananal e as AUs ao longo dos grandes rios amazônicos e do Paraná são colonizadas por populações tradicionais há centenas de anos. Os lugares preferidos de colonização humana são os diques marginais naturais, que são as áreas mais altas com acesso direto aos canais dos rios, que oferecem oportunidade ao transporte fluvial e lacustre, água potável e recursos pesqueiros durante o ano inteiro. Enquanto o código florestal protege faixas das áreas marginais dos córregos e rios, ele não atende as peculiaridades das largas planícies de inundação, implicando também em prejuízos às populações ribeirinhas, dificultando ainda a proteção e a gestão sustentável desses ambientes. Isto indica a necessidade de regulamentos específicos, que levem em conta a situação ecológica, socioeconômica e cultural de cada uma destas grandes AUs.

Outro aspecto importante das grandes AUs é relativo a seu histórico paleoclimático complexo, que resulta na inclusão de áreas permanentemente secas provenientes de atividades fluviais ou marítimas em épocas interglaciais passadas. Isto é verificado nos capões e cordilheiras, e paleo-leques aluviais no Pantanal Mato-grossense, as paleo-várzeas da Amazônia, restos de antigos terraços fluviais na planície alagável do Rio Paraná, os monchões da Ilha do Bananal e as paleo-dunas nas AUs costeiras. No Pantanal Mato-grossense e nas AUs do Guaporé ainda há afloramentos rochosos na planície inundável. Estas áreas, apesar de não corresponderem à definição proposta de AUs por permanecerem predominantemente secas, têm um papel importantíssimo como refúgios temporários da fauna e de populações humanas e seus animais domésticos. Assim, propomos que seja considerado o conjunto de habitats das grandes AUs como uma unidade de paisagem específica, delimitada pela borda

externa da enchente média máxima, incluindo-se as partes internas periodicamente secas, como partes integrantes deste conjunto.

As bordas de AUs pequenas inseridas na paisagem terrestre, sempre ou periodicamente inundadas, como veredas, buritizais, campinas ou campinaranas, deveriam ser definidas pelo nível da média máxima da inundação, e no caso de solos encharcados, da extensão dos solos hidromórficos, e da ocorrência de uma vegetação aquática ou pantanosa adaptada às condições anóxicas do solo, ainda que sazonalmente.

Para uma gestão que vise à proteção e uso sustentável das AUs, a clara definição da sua extensão deve ser baseada em parâmetros científicos e não arbitrários. Plantas aquáticas e palustres são excelentes indicadores da saturação do solo com água, como é demonstrado por Reed (1988; 1997) para as AUs dos Estados Unidos. Ele classificou as plantas em quatro “categorias de indicadores de AUs”. Essa classificação foi elaborada com base na frequência de ocorrência das espécies em AUs e em ambientes terrestres, indicando a probabilidade de uma espécie ocorrer em AUs. Conforme essa classificação as plantas podem ser categorizadas como: OBL – obrigatórias (mais de 99% de probabilidade de ocorrer em AUs); FACW – facultativas de AUs (67 a 99%); FAC – facultativa (34 a 66%), FACU – facultativa de ambientes terrestres (1 a 33%) e terrestres (menos de 1% de probabilidade de ocorrer em AUs). A predominância de espécies obrigatórias (OBL) e facultativas de AUs (FACW) caracteriza as AUs, e o gradiente de variação entre categorias estabelece os prováveis limites das AUs.

No Brasil, ainda não existe uma classificação abrangente das plantas quanto à frequência de ocorrência em ambientes terrestres e aquáticos. Porém, regiões como Amazonas, Pantanal, região Sudeste e Rio Grande do Sul já têm grande parte de sua vegetação aquática e palustre identificada, e já podem aplicar este conhecimento no delineamento das AUs.

Resumindo a argumentação acima, teríamos como definição para a extensão das AUs brasileiras o seguinte:

“A extensão de uma AU é determinada pelo limite da inundação rasa ou do encharcamento permanente ou periódico, ou no caso de áreas sujeitas aos pulsos de inundação, pelo limite da influência das inundações médias máximas, incluindo-se aí, se

existentes, áreas permanentemente secas em seu interior, habitats vitais para a manutenção da integridade funcional e da biodiversidade das mesmas. Os limites externos são indicados pelo solo hidromórfico, e/ou pela presença permanente ou periódica de hidrófitas e/ou de espécies lenhosas adaptadas a solos periodicamente encharcados”.

4.3 Mapeamentos das AUs

Já existem dados sobre a extensão das grandes AUs amazônicas, do Pantanal, do Araguaia, utilizando de técnicas atuais de geoprocessamento. Também existem inventários da região semiárida brasileira e do Rio Grande do Sul baseados em cartas topográficas. Estas técnicas permitem determinar a extensão dessas áreas durante diferentes períodos do ciclo hidrológico. Assim, as várzeas do Rio Amazonas foram estimadas em 98.110 km², as AUs do médio Rio Araguaia em 58.600 km², as savanas alagáveis de Roraima e Rupununi 16.500 km² (Melack & Hess, 2010), do Pantanal em 109.590 km² (Hamilton et al. 1996), as savanas periodicamente inundadas do Rio Guaporé, incluindo as savanas bolivianas dos Rios Mamoré e das Mortes (Llanos dos Moxos) 92.100 km² (Hamilton et al. 2004), (Fig.6), do Rio Grande do Sul em 30.332 km² (Maltchik et al. 2003), e das lagoas do semiárido Brasileiro em 1.420 km² (Maltchik 1999). De importância são também as AUs costeiras, principalmente os mangues, que cobrem no Brasil cerca de 13.888 km², dos quais 7.000 km² ocorrem ao longo do litoral de Maranhão/Pará (Lacerda, 2001).

Os esforços contínuos para desenvolver mapas detalhados destes sistemas demonstram as grandes lacunas existentes, especialmente no mapeamento das AUs pequenas, que são espalhadas pela paisagem (Fig. 5). Estimativas de Junk et al. (2010) sugerem que sua área de cobertura pode ultrapassar até duas vezes a área total das grandes AUs. Porém, o levantamento destas áreas por meio de sensoriamento remoto é demorado e caro. Raser et al. (2008) estimam para o cálculo de fluxos de CO₂ de canais de pequenos rios na Amazônia (rios de 3^a a 7^a ordem) por meio de sensoriamento remoto, uma área de cerca de 300.000 km². Este valor certamente é muito conservador, considerando que ele não inclui áreas encharcadas laterais, nem as áreas de igarapés de primeira e segunda ordem. Junk (1993) estima o tamanho destas áreas na Amazônia em cerca de 1 milhão de km², e o total das AUs da Bacia Amazônica é estimado por Junk et al. (2010) em cerca de 30%.

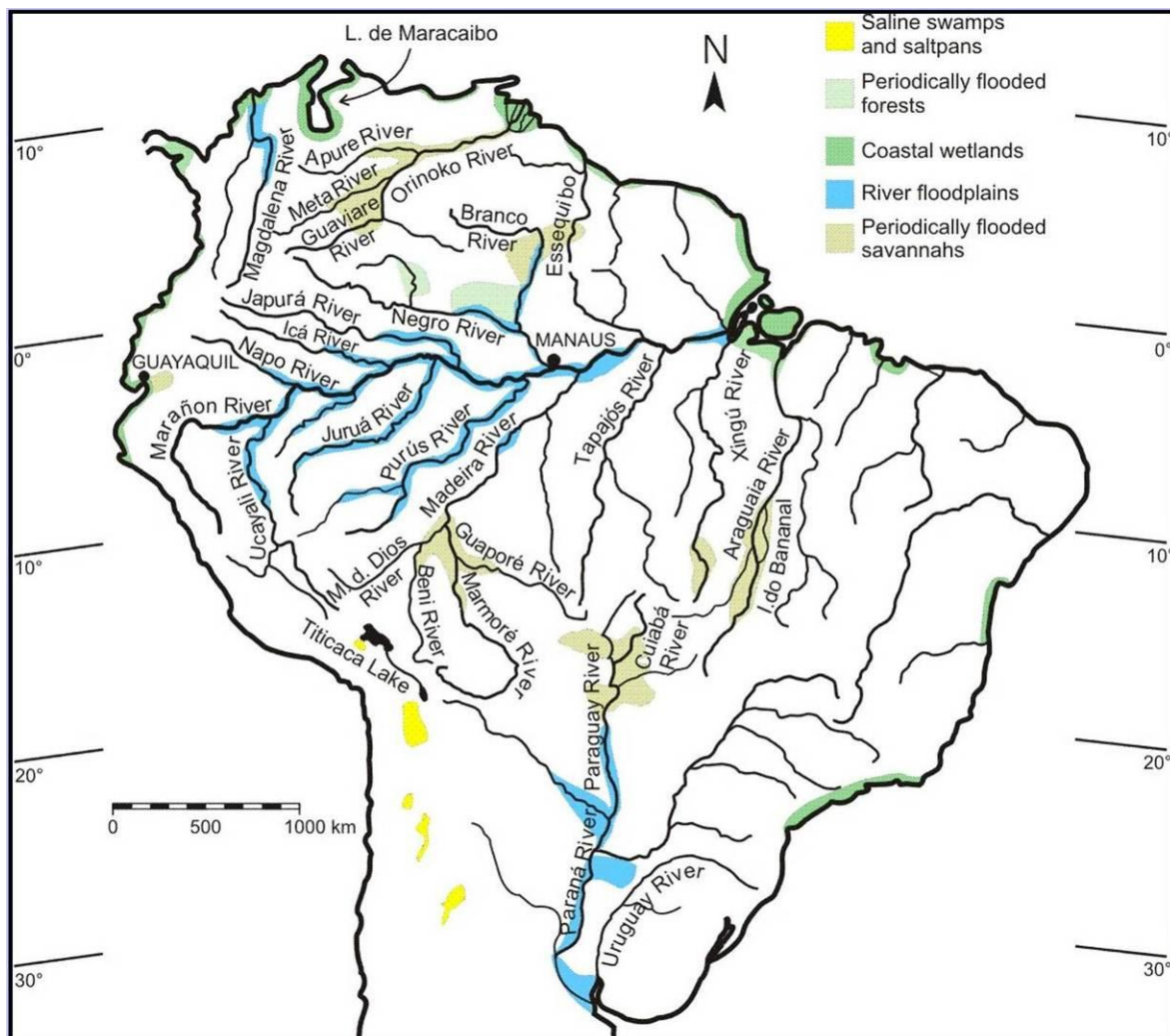


Figura 6: Mapa das principais AUs da América do Sul (Junk 2012).

Uma alternativa que pode ser utilizada como método complementar para mapear as AUs se constitui no uso de ferramentas de geoprocessamento para a análise de dados adicionais, como é o caso de se utilizar o inventário e análise dos mapas de solo já existentes, nos quais os solos hidromórficos são indicados. Esta abordagem foi aplicada com sucesso na Argentina por Kandus et al. (2008), que concluíram que cerca de 600.000 km² do país são

cobertos por AUs, o que corresponde a 21.5% de seu território. Esta porcentagem aumenta para 23% se corpos de água salina forem incluídos. Com métodos mais conservadores, Neiff (2001) chegou a uma área de somente 172.000 km². Recomenda-se a aplicação desta metodologia também para o Brasil, feita em escala estadual.

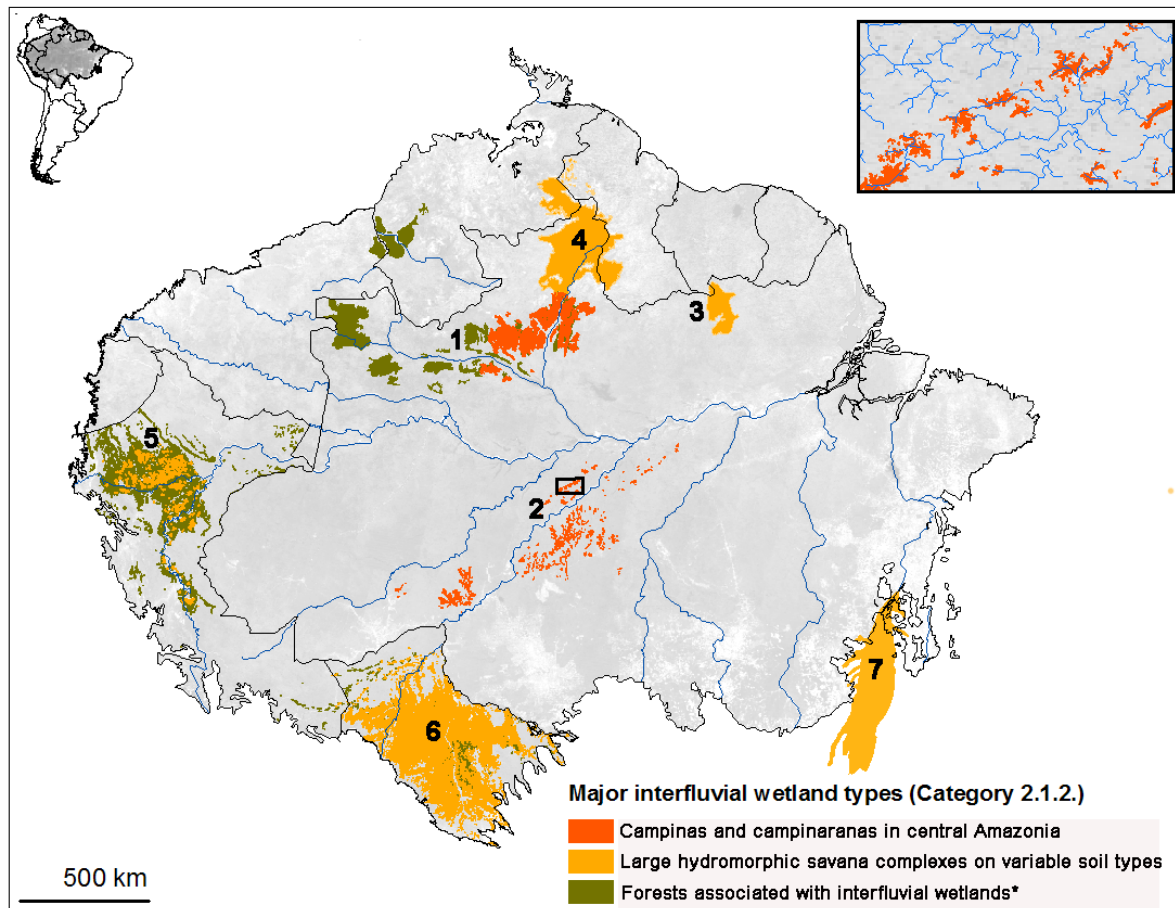


Figura 7: Mapa das áreas interfluviais mais importantes na Bacia Amazônica. 1 = Rio Negro campinas e campinaranas, 2 = pequenas AUs interfluviais, 3 = Paru/Trombetas savanas, 4 = Roraima e Rupununi savanas, 5 = AUs do alto Amazonas no Peru, 6 = AUs do Mamoré/Guaporé/Beni, Llanos dos Moxos, 7 = AUs do Rio Araguaia, Ilha do Bananal. Notem que as AUs da categoria 2 não estão indicadas em escala real, porque algumas delas são pequenas demais para aparecerem na escala do mapa. Além disso, muitas áreas ainda não foram mapeadas. Estas áreas incluem campinas, campinaranas, buritizais, etc. (Junk et al. 2011).

5. Análise dos Sistemas de Classificação Existentes

5.1 Sistemas de classificação de outros países

Para satisfazer as exigências científicas, políticas, de proteção e de manejo, as AUs devem ser classificadas com o maior detalhamento possível. Problemas que surgem na elaboração de sistemas de classificação foram discutidos por Finlayson & Van der Valk (1995), que sublinharam a necessidade de resolver diferenças entre as definições existentes de AUs e as tipologias regionais. Além disso, eles chamaram a atenção para a necessidade de uniformizar os sistemas de coleção de dados e da disseminação de técnicas para a geração de inventários internacionais amplos. Porém, muitos sistemas de classificação foram formulados há décadas atrás e, frequentemente, não satisfazem mais a exigências científicas contemporâneas.

Nos Estados Unidos, por exemplo, apesar da existência de grandes áreas alagáveis ao longo dos rios Mississipi, Ohio, e Missouri, o sistema do USFWS (US Forest and Wildlife Service) não considera essas áreas alagáveis como uma categoria específica de AUs, nem leva em conta a enorme diversidade de seus habitats (Cowardin et al. 1979) (Anexo 2). A classificação diferencia entre 5 sistemas, 10 subsistemas e 46 classes. Os sistemas e subsistemas são: marinho (submareal e intermareal), estuarino (submareal e intermareal), lótico (mareal, perene inferior, perene superior, e intermitente), lacustre (limnético e litoral) e palustre. Nas classes encontram-se unidades, tais como, leito aquático, leito de córrego, fundo pedregoso, AU emergente, AU florestada, margem não consolidada etc. A maioria das 46 classes - e muitas mais - podem ser encontradas em cada uma das grandes AUs brasileiras, e.g., no Pantanal e nas várzeas amazônicas. As áreas periodicamente secas não aparecem na classificação de Cowardin et al. (1979) (Anexo 2).

A classificação da Convenção do Ramsar é um pouco mais complexa e abrange o mundo inteiro (Scott & Jones 1995), incluindo assim classes que não existem ou têm pouca importância no Brasil, tais como sistemas geotermiais e sistemas lacustres clássicos (Anexo 3). Ela diferencia entre 3 grandes classes: marinha & costeira (marinha, estuarina, lacustre/palustre), interior (lótico, lacustre, palustre, geotermal), e antrópico (aquicultura, agricultura, mineração de sais minerais, urbana e industrial). Estes grupos são subdivididos em “permanentes e sazonais”, e depois em 35 classes. Aqui, a definição das unidades não é lógica e sistemas de complexidade diferente são misturados. Por exemplo, qual é a diferença

entre as categorias “deltas internos” e “áreas alagáveis”? O Pantanal é uma área alagável, que funciona como um delta interno, composto por vários deltas internos menores dos grandes tributários, sendo o maior deles aquele do Rio Taquari. No mesmo nível da classificação do Ramsar encontram-se categorias que são habitats em áreas alagáveis, tais como os diferentes tipos de lagos e sistemas palustres (Anexo 3).

Muitos sistemas nacionais de classificação incluem características específicas, que não podem ser transferidas para outros países ou regiões. O sistema da classificação de AUs da Índia de Gopal & Sah (1995) baseia-se em características hidrológicas e vegetacionais, e usa também nomes locais (Anexos 4 a,b). Esta abordagem leva em consideração o conhecimento empírico das populações tradicionais e facilita o entendimento e a aceitação de regulamentos, o que é fundamental para a proteção e a gestão sustentável das AUs. Sem dúvida alguma, esta abordagem contém elementos interessantes, e é usada também no Brasil, por exemplo, na classificação dos habitats do Pantanal e das várzeas amazônicas. Mas, neste nível, as classificações não são interculturais e não podem ser transferidas diretamente para outras regiões (Anexos 4 a,b).

Vários países Sul Americanos possuem sistemas de classificação para suas AUs ou descrições de tipos de vegetação de AUs usando diferentes parâmetros. Por exemplo, Neiff (2001) diferencia 9 tipos de AUs na Argentina, usando 12 parâmetros para descrever sua geomorfologia, solos, estresse de fogo, vegetação, fauna, origem da água, e vários parâmetros hidrológicos. Brinson & Malvarez (2002) também diferenciam 9 tipos de AUs na Argentina, mas usam clima, hidrologia, solos, e a vegetação das macrorregiões geográficas como critérios. Drago et al.(2008) publicaram uma classificação dos habitats do baixo Rio Paraguai. Pouilly et al. (2004) caracterizam a vegetação das AUs do Rio Mamoré e Navarro & Maldonado (2002) descrevem a vegetação das AUs da Bolívia. Considerando as necessidades de integração e proteção de fenômenos continentais como migrações de animais, seria importante um trabalho de consolidação e harmonização destes sistemas de classificação, ainda que respeitadas as particularidades regionais.

5.2 Classificação das AUs brasileiras

Populações pré-colombianas classificaram os rios de acordo com a coloração das suas águas, um costume que foi adotado também pelos colonizadores europeus, evidenciado nos

nomes destes cursos de água (e.g. Rio Claro, Rio Preto, Rio Negro, Rio Branco, e Rio Verde). Eles sabiam que a coloração da água estava relacionada com propriedades específicas dos respectivos rios e a com a ecologia de suas AUs, tais como riqueza em peixes, fertilidade de solos, abundância de mosquitos etc. A primeira classificação dos rios amazônicos apresentada por Sioli (1956) baseou-se também na coloração da água e seus parâmetros físico-químicos, de modo a explicar as suas características limnológicas e relacioná-las às peculiaridades geológicas e geomorfológicas de suas bacias hidrográficas.

A classificação de Sioli foi apoiada pelos botânicos (Prance 1979, Kubitzki 1989) e limnólogos (Irmler 1977, Junk 2000), que encontraram diferenças na ocorrência de espécies de árvores, invertebrados aquáticos (bivalves e caramujos), e macrófitas aquáticas nas florestas alagáveis da Amazônia. Prance (1979) classificou estas mesmas florestas alagáveis com base em parâmetros hidrológicos e hidroquímicos. Junk & Piedade (2005) publicaram uma classificação preliminar das AUs Amazônicas com base em parâmetros hidrológicos e hidroquímicos, que foi recentemente ampliada e completada por parâmetros vegetacionais (Junk et al. 2011). Maltchik et al (2003) elaboraram a primeira classificação hierárquica para as AUs do Rio Grande do Sul. Nesta classificação, 6 sistemas foram definidos: lacustres, lóticos, palustres, estuarinos, marinhos e ecossistemas manejados pelo homem. Estas abordagens foram usadas como bases para um novo sistema de classificação dos principais tipos de AUs brasileiras, conforme aqui proposto.

6. Apresentação do Novo Sistema de Classificação dos Principais Tipos de AUs Brasileiras e sua Justificativa

Neste tópico é apresentada uma classificação abrangente das principais AUs brasileiras, sendo fornecidas as informações utilizadas para sua definição com base na dinâmica hidrológica, em parâmetros físicos e químicos, e na composição e estrutura botânica. Uma versão resumida da classificação foi submetida em Inglês para uma revista internacional (Junk et al. submitted).

6.1 Os principais tipos de AUs brasileiras

As AUs brasileiras foram separadas em três níveis:

1. Sistemas;

2. Unidades definidas por fatores hidrológicos;
3. Unidades definidas por plantas superiores.

O primeiro nível hierárquico de sistemas foi diferenciado em 3 categorias:

- (1) AUs costeiras;
- (2) AUs interiores;
- (3) AUs antropogênicas.

AUs costeiras - são todas as AUs naturais, permanentes ou temporárias, com água doce, salobra e salgada, sob influência direta do regime de marés, de intrusões salinas, ou de deposição atmosférica de substâncias dissolvidas ou particuladas, ou de propágulos do Oceano.

AUs interiores - são todas as AUs naturais, permanentes ou temporárias, com água doce, salobra e salgada, que se encontram dentro do país e fora da influência direta ou indireta do mar.

AUs antropogênicas - são todas as AUs, costeiras ou interiores, que resultam da atividade humana, seja de forma ordenada (e.g., tanques de piscicultura, açudes, plantios de arroz em tabuleiros) ou não ordenada (como as AUs no entorno de represas hidrelétricas, represamentos pela construção de estradas, tanques de empréstimo).

O segundo nível hierárquico baseia-se em parâmetros hidrológicos e é composto por 5 subsistemas, 2 ordens e 2 subordens. A diferenciação em ordens e subordens dá ênfase à dinâmica hidrológica, que é o principal elemento da definição das AUs, e por isso tem a função chave na classificação. Ela demonstra a grande diversidade hidrológica das AUs naturais interiores brasileiras. Esta diferenciação já foi usada na classificação das AUs amazônicas (Junk et al. 2011).

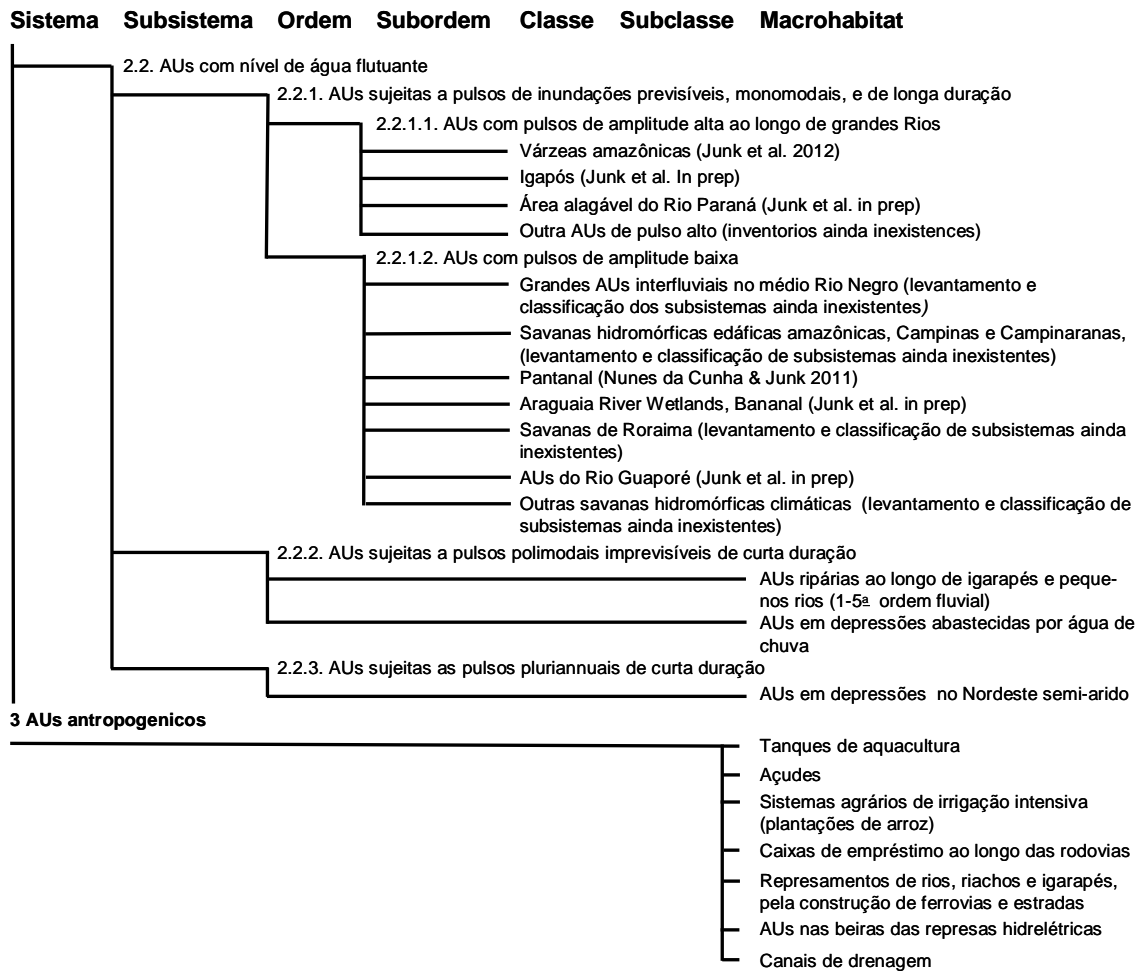
As características hidrológicas identificam a disponibilidade e a origem da água, e determinam o tipo da AU. Assim, as AUs podem ser divididas em dois grupos: o primeiro composto por AUs permanentemente cobertas por água ou que têm solos permanentemente saturados (AUs perenes ou permanentes); o segundo grupo composto por AUs que secam periodicamente (AUs sazonais ou temporárias e efêmeras). Como já foi dito, a maioria das AUs brasileiras pertence ao grupo das sazonais ou temporárias. Esses são sistemas de pulso hidrológico como aqueles descritos pelo conceito de Pulso de Inundação (Junk et al. 1989,

Junk & Wantzen 2004, Junk 2005). Os diferentes tipos de pulsos de inundação e as AUs influenciadas por eles são indicados na tabela 2 no parágrafo 2.1.

O terceiro nível hierárquico se baseia na ocorrência de plantas superiores e na estrutura de suas comunidades, e é dividido em classes, subclasses e macrohabitats. Plantas superiores são especialmente apropriadas para esta classificação, por causa da sua longevidade, que incorpora o impacto das condições ambientais em períodos de meses ou anos (plantas herbáceas), décadas ou séculos (florestas).

Tabela 3: A nova classificação das AUs Brasileiras

Sistema	Subsistema	Ordem	Subordem	Classe	Subclasse	Macrohabitat
1 AUs costeiras						
	1.1. AUs sujeitas aos impactos dos pulsos previsíveis de curta duração das marés			AUs marinhas		Manguezais de beira-mar AUs cobertas com plantas herbáceas Áreas hipersalinas Apicuns, salgadas Manguezais nas embocaduras de rios (zonas estuarinas) Praias arenosas Costas roxosas
				Lagoas costeiras sujeitas a influência dos pulso das marés		Manguezais Campos alagáveis
				AUs de água doce, influenciadas pela maré		Florestas alagáveis Campos alagáveis
	1.2. AUs separadas do mar com nível de água relativamente estável					Lagoas de água doce Lagoas com diferentes níveis de salinidade Matas permanentemente alagadas Áreas cobertas com herbáceas, permanentemente alagadas (Brejos/Banhados)
	1.3. AU separadas do mar com nível de água variável					Matas periodicamente alagáveis Lagoas e poças temporárias
2 AUs interiores						
	2.1. AUs com nível da água relativamente estável			Áreas florestadas pantanosas		Florestas mistas Mauritia flexuosa (Buritizais) Copernicia prunifera (Carnaubais)
				Áreas pantanosas com vegetação mistas		Veredas
				AUs de plantas herbáceas		Typha domingensis (Taboal) Cyperus giganteus (Pirizal) Hedychium coromarium
				Áreas saturadas de água nos tepuis de Roraima e em outras regiões montanhosas (brejos de altitude de solo raso).		Para classificação de subsistemas veja Maltchik et al. 1999, 2003, 2004).



Esta classificação geral é suficientemente detalhada para servir de base na definição de uma legislação geral sobre o uso sustentável e a proteção das AUs brasileiras. Porém, considerando a extensão de dezenas de milhares de quilômetros quadrados de algumas delas em nível de classe e subclasse, e a diversidade de habitats dentro de cada uma delas, classificações adicionais em escala menor são necessárias, para subsidiar os regulamentos específicos de manejo e proteção de forma eficiente para cada AU. O sistema de classificação aqui proposto está aberto para isso, e já inclui os trabalhos existentes. Por exemplo, as classificações já existentes dos habitats do Pantanal (Wantzen et al. 2005, Nunes da Cunha & Junk 2011) e das várzeas amazônicas (Junk et al. 2012) entram no novo sistema em nível de subclasse, enquanto que a classificação das AUs do semiárido brasileiro (Maltchik et al. 1999) e do sul do Brasil (Maltchik et al 2003,2004) enquadram-se em parte em nível dos macrohabitats.

6.2 Caracterização das AUs com base nas condições hidrológicas, nos fatores físicos e químicos de água e dos solos, e nos parâmetros florísticos.

Nos próximos parágrafos é fornecida uma caracterização resumida dos diferentes tipos de AUs. Esta caracterização não está completa e pode ser enriquecida com informações adicionais.

6.2.1 AUs costeiras (Sistema 1)

As AUs costeiras contêm 3 subsistemas com 5 subclasses e 16 macrohabitats.

6.2.1.1 AUs costeiras sujeitas a pulsos de inundação previsíveis de curta duração das marés (Subsistema 1.1)

As marés influenciam a maioria das AUs costeiras e o pulso de inundação é do tipo polimodal previsível. A alta frequência e curtos períodos de inundações e secas dos habitats e a salinidade variável criam condições ambientais muito peculiares que devem ser consideradas para a caracterização dos tipos de habitats. Os mais famosos macrohabitats desse subsistema são os manguezais representados pelas espécies *Avicennia germinans*, *A. schaueriana*, *Conocarpus erectus*, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora harrisonii*, *R. mangle*, e *R. racemosa* (Lacerda et al. 2002). A fauna destas AUs tem seus ciclos de vida totalmente adaptados a ambientes eurialinos, com adaptações específicas para eliminação do sal.

Na área de transição entre terra firme e os manguezais encontra-se uma faixa de marismas tropicais. São áreas hipersalinas inundadas somente durante as sizígias (feição apicum) ou de inundação intermediária entre sizígias e quadratura (salgados), cobertas por vegetação herbácea adaptada à hipersalinidade, com espécies como *Sesuvium portulacastrum*, *Sporobolus virginicus* e *Salicornia virginica*, e por poucos exemplares de mangue preto (*Avicennia* spp.) (Dias-Brito et al. 1982). Estas áreas são ameaçadas pelo uso e ocupação inadequados.

Muitas lagoas nas restingas secam completamente durante a época seca, o que se faz notar no ciclo de nutrientes, dada a oxidação nos sedimentos quando ocorre a seca total do lago. Isto também tem um grande impacto para a biodiversidade, que se restringe a organismos que renascem de propágulos dos sedimentos e de imigrantes pelo ar e pela terra.

Por causa do relevo plano da paisagem, o impacto da maré afeta as AUs ao longo de amplas áreas nos cursos inferiores dos rios, em alguns casos influenciando regiões até 100 km rio acima. Nestes casos, a ATTZ inundada por água doce é sujeita a um pulso de maré que bloqueia a saída da água do rio, propagando-se rio acima. Nestas áreas, a composição da vegetação pode mudar e a diversidade de espécies variar progressivamente. Não existem estudos pormenorizados sobre o impacto para a vegetação do pulso polimodal previsível da água doce provocado pelo barramento da maré alta.

6.2.1.2 AUs costeiras com nível da água relativamente estável (Subsistema 1.2)

Nesta categoria podemos incluir aqueles ambientes aquáticos costeiros lênticos com características mais permanentes de sua massa de água no decorrer do ciclo sazonal, por terem uma fonte de água que os alimenta. Trata-se, geralmente, de um curso de água que é represado em sua foz. Isto frequentemente dá origem a ambientes perpendiculares na linha da costa, com profundidades máximas em torno de 3 m e águas húmicas. Estas características podem variar um pouco em função do regime local de precipitação ao longo do ano e também do nível de interação com o mar, alterando principalmente os níveis de salinidade por meio da salsugem, ressacas e cunha salina. Estes fenômenos podem resultar em gradientes horizontais e verticais de salinidade nestes ambientes, que podem chegar a características salobras. O conjunto destas características determina as propriedades químicas destes ambientes e os organismos que os habitam. É frequente uma ampla e diversificada cobertura de macrófitas aquáticas, maior diversidade de peixes e outras comunidades aquáticas. Estes ambientes podem passar por situações extremas eventuais pelo do rompimento da barra de areia (naturalmente ou por ação antrópica), quando a maior parte da água escoar para o mar e água marinha entra na lagoa, que adquire elevada salinidade promovendo a substituição de organismos e grande mortalidade da vegetação. Com o restabelecimento da barra e o progressivo preenchimento por água doce proveniente da bacia de drenagem o ambiente retorna para suas condições originais.

Macrohabitats do Subsistema 1.2

Macrohabitat: Matas permanentemente alagadas

Nesta categoria estão incluídas as AUs nas quais o solo apresenta inundação permanente, rasa (10-15cm de água), com pouca variação de profundidade ao longo do ano,

causada pelo afloramento do lençol freático. São matas frequentemente descritas como manchas de vegetação arbórea pouco densa, dominadas por *Tabebuia cassinoides*, atingindo altura máxima de cerca de 10-15 m, e com ocorrência de outras plantas tolerantes a este regime hídrico como, por exemplo, *Rapanea umbellata*, *Tibouchina trichopoda*, *Alchornea triplinervia* (Araújo et al., 1998). A base das árvores acumula serrapilheira e solo de maneira a formar pequenas ilhas não inundadas, sendo comum encontrar plantas aquáticas flutuantes, como *Salvinia* spp.

Macrohabitat: Áreas permanentemente alagadas/encharcadas (brejos, banhados), cobertas com plantas herbáceas

Nesta categoria podem ser incluídas extensas áreas costeiras que se apresentam sempre inundadas ou encharcadas com lâminas de água de profundidade variável ou solo encharcado. Regionalmente estes ambientes recebem diferentes denominações, das quais brejo e banhado são as mais difundidas, mas também podem ser denominadas de pantanais ao longo da costa, como no sul da Bahia, em Sergipe, Alagoas e Rio de Janeiro, onde esta denominação já era usada há muito tempo, como evidenciado por Lamego (1946). Nestas áreas ocorre vegetação herbácea brejosa, variando de espécies aquáticas até aquelas que podem ser denominadas de anfíbias, cuja ocorrência vai depender da condição de maior ou menor alagamento em profundidade e duração.

6.2.1.3. AU separadas do mar com nível de água variável (Subsistema 1.3)

Exemplos para macrohabitats do subsistema 1.3:

Macrohabitat: Matas periodicamente alagáveis

Estas AUs ocorrem nas depressões entre os cordões arenosos da restinga, quando ocorre o afloramento do lençol freático na época chuvosa. O solo superficial apresenta grande quantidade de serrapilheira, e sub superficialmente o acúmulo de matéria orgânica em decomposição, com espessura que pode ser maior que 1m. A mata apresenta dossel com cerca de 20m, com grande presença de *Tabebuia cassinoides*, e o estrato superior dominado por *Tapirira guianensis*, *Symphonia globulifera*, *Andira fraxinifolia* e *Calophyllum brasiliense* (Araújo et al. 1998).

Macrohabitat: Lagoas ou poças temporárias

Nesta categoria estão incluídos aqueles ambientes lênticos que apresentam grande variação da quantidade de água, geralmente enchendo no período chuvoso e secando no

período de seca. Famosos são os Lençóis Maranhenses com centenas de lagoas de diversos tamanhos. Suas características físicas, químicas e biológicas são muito variáveis e compreendem desde poças até ambientes maiores reconhecidos como lagoas. A água pode variar de doce até hipersalina, e a presença de compostos húmicos apresenta um amplo gradiente, podendo ser determinadas concentrações de COD de até 150 mg/l. Estes ambientes têm profundidade em torno de 1 m, podem ocorrer junto ao mar, já após a primeira duna, bem como entre estas, podendo ainda estar dispersos formando poças nas partes mais baixas da restinga como um todo.

6.2.2 AUs interiores (Sistema 2)

As AUs interiores contêm 2 subsistemas, 3 ordens, 2 subordens, e 10 classes. O número de subclasses e macrohabitats ainda não foi definido, porque as classes contêm AUs muito grandes, que cobrem milhares de quilômetros quadrados. Muitas destas AUs ainda não foram estudadas e classificadas de forma sistemática. A presente classificação mostra uma diferenciação maior das AUs interiores, que são subdivididas em ordens, subordens e classes, o que não ocorre nas AUs costeiras. Isto se deve a maior extensão das AUs interiores, que representam pelo menos 90% das AUs brasileiras. Além disso, a variabilidade em termos hidrológicos e vegetacionais das AUs interiores é muito maior.

6.2.2.1 AUs interiores com um nível da água relativamente estável (Subsistema 2.1)

O subsistema 2.1 é estruturado de forma relativamente simples. Ele inclui 4 subclasses: (1) áreas florestadas pantanosas (pântanos de palmeiras, e.g., buritizais, carnaubais, pântanos dominados por espécies arbóreas), (2) áreas pantanosas com vegetação mista (veredas), (3) áreas pantanosas de plantas herbáceas, e (4) áreas saturadas de água nos tepuís de Roraima e em outras regiões montanhosas.

Subclasse “áreas florestadas pantanosas”

Macrohabitat buritizais

Buritizais se estabelecem em sistemas permanentemente alagados e/ou saturados por água nos biomas Amazônia e Cerrado. A planta mais característica e indicadora para estas áreas pantanosas é a palmeira *Mauritia flexuosa* L. f. (buriti). Esta espécie tolera inundações permanentes rasas, quando a oscilação do nível de água superficial é relativamente pequena, o

que pode ser atribuído à formação de um extenso sistema radicular perto da superfície do substrato, muitas vezes associado à formação de raízes pneumatóforos, que raramente ultrapassam 20 cm de altura. As plantas associadas ao buriti são majoritariamente herbáceas semi-aquáticas em áreas de savana, e arbóreas altamente tolerantes a hipóxia e anóxia em áreas florestadas.

Ainda não se sabe a área total da cobertura dos buritizais – na Amazônia brasileira, mas as estimativas variam entre 55.000 a >100.000 km² (Ruokolainen et al. 2001, Junk 2002). A falta de conhecimento sobre estas áreas pode ser atrelada aos seguintes fatores: (1) a baixa densidade e/ou ausência total de população humana, (2) a dificuldade de acesso a estas áreas tanto por via fluvial quanto por via terrestre, (3) a grande distância destas áreas até os mercados, e (4) a concentração de estudos científicos em áreas com alta biodiversidade, resultando na escassez de estudos em sistemas com baixa e/ou moderada biodiversidade.

Os buritizais podem ter origem diferenciada, e são caracterizados por uma ampla variação de fatores ambientais e vários tipos de vegetação. Depressões permanentemente alagadas e/ou saturadas por água podem ter origem fluvial, em antigos canais e meandros de rio que perderam a conectividade hidrológica (Buritizal tipo I em cima de formação quaternária). Frequentemente, este tipo de buritizal é acompanhado pela formação de turfeiras que pode alcançar vários metros de profundidade (Householder et al. 2012). Isto pode estar relacionado à relativamente alta produção primária da vegetação nestas áreas, que por sua vez se explica pelo substrato aluvial original rico em nutrientes e à anóxia da inundação permanente, que reduzem a decomposição do material orgânico.

Outro tipo de depressão permanentemente alagada com extensos buritizais se forma em regiões interfluviais e/ou na cabeceira de pequenos cursos de água de terra firme, causado pelo micro-relevo ou por origem tectônica (Buritizal tipo 2 em cima de formação terciária). Na Amazônia, este tipo de buritizal é frequente no extremo Norte, na transição com as savanas de Roraima adjacentes (Norte ao Rio Negro). Alimentado por sedimentos pré-cambrianos do bloco de Pacaraima (Monte Roraima – Escudo da Guiana), este tipo de buritizal é extremamente pobre em nutrientes, e o substrato consiste, em sua maioria, de areia branca. A sazonalidade pluviométrica nas áreas de savana e no Norte da Amazônia causam pequenas flutuações no nível de água nestes buritizais. A produção primária da vegetação é relativamente baixa, e a formação de turfeira rara e/ou restrita a poucos centímetros de profundidade. Em áreas de savana predominam plantas herbáceas semi-aquáticas

(especialmente Cyperaceae) e *M. flexuosa*. Quando a água é clara, frequentemente se desenvolve uma flora subaquática. Esta é ausente nos buritizais de extensões pequenas ao longo de igarapés de terra firme. Finalmente, vale lembrar que as ações antrópicas como a construção de estradas e diques podem favorecer o desenvolvimento de buritizais pela criação de áreas pantanosas.

A flora dos buritizais permanece pouco estudada, mas mostra similaridade florística com as savanas e florestas Amazônicas em cima de areia branca ('white-sand forests'). Assim, muitos gêneros de campina, campinarana e igapó podem ser encontrados em buritizais.

Carnaubais

Carnaubais são comunidades da palmeira *Copernicia prunifera*, que são típicas para a região semiárida do Nordeste brasileiro. Eles crescem em áreas mal drenadas, periodicamente inundadas ou encharcadas e salinizadas.

Subclasse “áreas pantanosas de plantas herbáceas”

Esta subclasse, localmente também chamada de brejo, alagado, alagadiço, charco, banhado, pântano e tremedal, tem o nome oficial adotado pelo IBGE (1991) de “comunidades aluviais”. Áreas pantanosas de plantas herbáceas ocorrem em terrenos de pouca inclinação, o que retarda ou impede o escoamento das águas, com solos impermeáveis ou nos quais a rocha-mãe se localiza logo abaixo de uma fina camada de solos, impedindo ou dificultando a infiltração. Elas têm um núcleo permanentemente úmido e uma zona no entorno que pode se expandir ou retrair de acordo com o regime de chuvas.

Macrohabitats “taboal, pirizal e de lírios-do-brejo”

Nesta unidade diferenciamos três macrohabitats de acordo com a vegetação predominante, a) de grandes ervas fixas no fundo, tais como a taboa (*Typha dominguensis*), b) o piri (*Cyperus giganteus*) e c) os lírios-do-brejo (*Hedychium coronarium*), a última uma neófita introduzida da Ásia. Outras espécies herbáceas podem ser associadas a estas formações, e.g. as salsas-do-brejo (*Jussiaea* spp.). Estas áreas são pouco estudadas e as poucas informações disponíveis são encontradas somente em relatórios técnicos de baixa circulação pública.

Subclasse “áreas pantanosas com vegetação mista”

Macrohabitat “veredas”

A vereda é um tipo de ecossistema do Bioma cerrado. Localiza-se em depressões abertas, rasas e alongadas, com vertentes suaves e fundos planos, que funcionam como bacias coletoras das águas absorvidas pelos platôs adjacentes (Guimarães et al. 2002). A ocorrência desses ambientes está condicionada ao afloramento do lençol freático decorrente, entre outros fatores, da alternância de camadas do solo de permeabilidade diferente, em áreas sedimentares do Terciário (Carvalho 1991, Ribeiro & Walter 1998).

Carvalho (1991) ressalta que as veredas apresentam quatro estágios de desenvolvimento: no estágio um, a área de nascente é ocupada por densa vegetação herbácea, com predomínio de espécies graminóides e buritis jovens. No segundo estágio, além da vegetação herbácea surgem os primeiros arbustos, subarbustos e plantas vasculares sem sementes. No terceiro estágio surgem as primeiras trepadeiras e algumas espécies arbóreas começam a se estabelecer ao longo do canal de drenagem; finalmente, no quarto estágio, com o canal de drenagem mais profundo, se desenvolve uma mata de galeria.

Os ambientes de veredas podem ser separados em três partes do centro à borda: 1) zona central, que fica sempre alagada, com solo permanentemente saturado com água e essencialmente orgânico; 2) zona do meio, parcialmente alagada durante determinado período do ano, com solo mais escuro; 3) zona de borda, em contato com a vegetação do entorno (cerrado s.l.), com solos mais claros e com melhor drenagem (EMBRAPA 1982; Almeida et al. 1983; Araújo et al. 2002).

As espécies encontradas nestas formações são representantes comuns de famílias, típicas de veredas citadas por Ribeiro e Walter (1998) como Poaceae e Cyperaceae, Xyridaceae e Melastomataceae. Magalhães (1966) inclui ainda Droseraceae, Eriocaulaceae, Rapateaceae, Lentibulariaceae e Orchidaceae. Em estágios mais avançados, nas formações de mata, podem ser encontradas espécies arbóreas características da mata de galeria do cerrado.

6.2.2.2 AUs interiores sujeitas a níveis de água flutuantes (Subsistema 2.2)

No ponto de vista dos aspectos hidrológicos este subsistema é o mais diversificado, e representa a grande maioria das AUs interiores brasileiras. Ele inclui três ordens de acordo

com o padrão de inundação: pulso monomodal previsível (ordem 2.2.1), pulso polimodal imprevisível (ordem 2.2.2) e pulso plurianual de curta duração (ordem 2.2.3). A ordem do pulso monomodal previsível é separada em duas subordens: monomodal com amplitude alta (subordem 2.2.2.1) com três classes, e monomodal com amplitude baixa (subordem 2.2.2.2), com sete classes. Deve ser levado em consideração, que as classes ainda contêm AUs extremamente complexas, que cobrem dezenas de milhares de quilômetros quadrados. O atual nível de conhecimento somente foi pormenorizado na elaboração de uma classificação da classe das várzeas do Solimões/Amazonas (Junk et al 2012) e do Pantanal mato-grossense (Nunes da Cunha & Junk 2011a). Classificações dos habitats das classes dos Igapós Amazônicos, e das AUs dos Rios Paraná, Araguaia e Guaporé estão sendo elaboradas.

A inundação pode ser provocada pelo transbordamento dos córregos e rios, pelo excesso de água de chuva, ou pela oscilação do lençol freático superficial. O hidrograma de um rio é representado em função da sua ordem. Rios de ordens inferiores mostram um hidrograma irregular, fortemente influenciado pelas chuvas locais. Com o crescente tamanho dos rios, indicado pela ordem crescente do rio e seus afluentes, o hidrograma fica mais regular, sendo os hidrogramas dos rios de ordens muito altas os mais regulares. Muitos rios de ordem superior a 5 mostram um pulso monomodal, com uma marcada fase de enchente/cheia e outra de vazante/seca. As AUs ligadas aos rios são influenciadas pela amplitude, duração e frequência de seus pulsos hidrológicos.

A inundação pelo excesso de precipitação e pela oscilação do lençol freático afeta grandes áreas no Brasil, por causa da sazonalidade pronunciada das chuvas. Durante a época chuvosa, muitas áreas são inundadas por água rasa ou encharcadas pela subida do lençol freático. Durante a seca, estas áreas podem secar completamente. Se as áreas são suficientemente grandes, o pulso é monomodal e previsível. Em áreas pequenas, ele é polimodal e imprevisível, porque cada chuva torrencial inunda a área e depois de poucas semanas sem chuva, ela seca.

6.2.2.2.1 AUs interiores sujeitas a um pulso monomodal, previsível e de longa duração (Ordem 2.2.1)

A zona de transição aquática terrestre (Aquatic Terrestrial Transition Zone, ATTZ) destas AUs alterna anualmente entre uma fase terrestre e outra aquática cuja duração é medida

em meses. A perturbação marcante gerada por esta dinâmica leva os organismos aquáticos e terrestres a várias adaptações, que permitem também que eles aproveitem o excesso de recursos e habitats adicionais, aumentando a disponibilidade de itens alimentares, e abrigos contra predadores. Estudos têm demonstrado que a produção pesqueira é maior depois de grandes inundações, do que após pequenas inundações (Welcomme 1979). O diâmetro das árvores nas AUs amazônicas aumenta com o aumento da fase seca (Schöngart et al. 2004), enquanto no Pantanal *Vochysia divergens* tem incremento cambial relacionado com o período da cheia (Fortes 2006). A previsibilidade do pulso favorece o desenvolvimento de estratégias de sobrevivência. Na Amazônia e no Pantanal, o desenvolvimento de adaptações e/ ou estratégias de sobrevivência foi destacado, entre outros, para plantas herbáceas (Junk & Piedade 1997, Rebellato et al. 2012), árvores (Junk 1989, Junk et al. 2010, Nunes da Cunha & Junk 2001, Haase & Rättsch 2010, Parolin et al. 2010, Wittmann et al. 2010), invertebrados aquáticos e terrestres (Adis & Messner 1997, Adis & Junk 2002, Adis et al. 2010, Marques et al. 2011), peixes (Goulding 1980, Goulding et al. 1988, 1996, Junk et al. 1997, Resende 2011), anfíbios e répteis (Strüssmann et al. 2011), pássaros (Petermann 1997, 2011), e mamíferos (Tomas et al. 2011).

O pulso monomodal previsível pode ser de alta ou de baixa amplitude (subordens 2.2.1.1 e 2.2.1.2). A amplitude influencia a pressão hidrostática, a intensidade luminosa, e a concentração de oxigênio dissolvido perto do substrato nos corpos de água. A concentração de oxigênio afeta diretamente as partes submersas, principalmente as raízes das plantas, e a alta amplitude dificulta o transporte de oxigênio a longas distâncias. Desta forma, em habitats de água profunda os órgãos respiratórios adicionais, tais como pneumatóforos, não são desenvolvidos. A intensidade luminosa é reduzida com a presença de substâncias húmicas coloridas e material em suspensão; essa redução aumenta com a profundidade, levando à eliminação de perifíton e macrófitas aquáticas submersas enraizadas.

6.2.2.2.1.1 AUs sujeitas a um pulso monomodal, previsível, com alta amplitude (subordem 2.2.1.1)

Rios com amplitudes médias máximas acima de 4m são considerados como rios de pulsos altos (Fig. 2, parágrafo 2.1). Muitos rios de ordem superior a 5 mostram um pulso com vários picos durante eventos de chuvas pesadas, porém, a curva do fluxo básico (“*base-flow*”) mostra um padrão monomodal, com uma marcada fase de enchente/cheia e outra de vazante/seca.

As AUs com pulso monomodal previsível e com alta amplitude incluem as AUs ao longo dos grandes rios diretamente influenciadas pela subida e descida do próprio rio. Elas recebem água, sedimentos, e material biológico diretamente destes rios, e são largamente influenciadas pelos processos de erosão e deposição/sedimentação dos mesmos. A vegetação destas AUs é dominada por florestas. Na Amazônia Central as florestas são densas, altas e muito ricas em espécies, com alto grau de endemismos (Wittmann et al. 2010, 2012). Em áreas de Cerrado, estas florestas podem ser menos densas, com maior número de árvores finas e menos diversas por causa do estresse hídrico durante a seca (Felfile et al 2000).

No contexto desta abordagem, são diferenciadas três classes: Várzeas e Igapós amazônicos e áreas alagáveis do Rio Paraná. Várzeas são chamadas as áreas alagáveis ao longo dos rios de água branca, a maioria de origem andina e pré-andina. Igapós são chamadas as áreas alagáveis ao longo dos rios de água preta e clara (Prance 1979, Irmiler 1977, Kubitzki 1989, Junk 2000). As diferenças entre Várzeas e Igapós baseiam-se, principalmente, na qualidade dos sedimentos e da água, sendo as Várzeas muito mais ricas em nutrientes do que os Igapós. Estas diferenças nutricionais resultam em consideráveis diferenças das comunidades de plantas e animais, e da produção primária e secundária. As áreas alagáveis do Rio Paraná diferem das Várzeas e dos Igapós em termos hidroquímicos. As diferenças na vegetação baseiam-se em fatores fitogeográficos. Existe uma ampla literatura sobre estes três classes, resumida em Sioli (1984), Junk (1997), Junk et al. (2000, 2010, 2011), Goulding et al. (1988), Padoch et al. (1999), entre outros.

6.2.2.2.1.2 AUs sujeitas a um pulso monomodal previsível com baixa amplitude

(subordem 2.2.1.2)

Esta subordem inclui 7 classes de AUs:

Trata se (1) das AUs parcialmente florestadas ao lado direito e esquerdo do médio Rio Negro, perto da cidade de Barcelos, que são sujeitas a inundações de longa duração, (2) das savanas hidromórficas edáficas Amazônicas (campinas e campinaranas) distribuídas nos interflúvios dos tributários do Rio Negro e do Solimões/Amazonas (Adeney 2009, Bleackley & Khan 1963, Franco & Dezzio 1994), das grandes savanas hidromórficas climáticas (3) Pantanal mato-grossense, (4) savanas do Rio Araguaia (Ilha do Bananal), (5) as savanas de Roraima (lavrados), (6) as AUs do Rio Guaporé e (7) as outras savanas hidromórficas

climáticas, inclusive os campos de murundus no Cerrado, ainda não levantadas (Furley 1986; Diniz de Araújo Neto et al 1986, Ponce & Nunes da Cunha 1993).

Um resumo do conhecimento sobre as AUs de Roraima é apresentado em (Ferreira et al. 2007). O Pantanal Matogrossense é relativamente bem estudado. A sua vegetação é composta de diferentes tipos de florestas inundáveis e não inundáveis, de formações de arbustos (arbustais), de savanas naturais e antrópicas, de campos limpos inundáveis (Rebellato & Nunes da Cunha 2005, Arieira & Nunes da Cunha 2006, Nunes da Cunha et al. 2007), e dos campos de murundus no Cerrado (Ratter 1980, Oliveira-Filho & Martins 1991). Eles apresentam características vegetacionais similares às daquelas das AUs dos rios Araguaia e Guaporé (Junk et al. dados não publicados). As outras classes são pouco estudadas. Campinas e Campinaranas amazônicas contêm comunidades de plantas e animais muito peculiares, com alta taxa de endemismos (Anderson 1981, Fine et al. 2006).

As AUs com pulso monomodal previsível e com baixa amplitude recebem a água principalmente pela chuva. O impacto dos rios conectados limita-se às faixas perto dos leitos e canais principais, onde está depositada também a maior parte da carga sedimentar (Junk et al. 2012). Os solos são de baixa fertilidade por serem muito antigos e lixiviados. Em algumas áreas predominam paleo-sedimentos (e.g. partes interfluviais do Pantanal e do Bananal), ou sedimentos de origem terciária, como os solos arenosos podzólicos amazônicos (Anderson 1981, Luizão et al. 2007), em cima de camadas impermeáveis (Horbe et al. (2004). O baixo nível de nutrientes limita a produtividade dessas áreas e seu valor para o aproveitamento direto pelo homem, deixando-as altamente vulneráveis ao impacto humano.

Outra característica dessas áreas é sua pequena capacidade de tamponamento hidrológico. Enquanto que o pulso de inundação que as influencia pode variar em duração e profundidade, períodos secos prolongados, às vezes plurianuais, podem facilitar o acúmulo de matéria seca aumentando a frequência de incêndios e, por conseguinte, resultar em mudanças da cobertura vegetal em grande escala, bem como também levar à extinção parcial/localizada de organismos aquáticos. Estes períodos podem ser provocados por ENZO fortes (El Niños) (Adeney et al. 2009; Sombroek 2001), ou no caso do Pantanal e Ilha do Bananal, pela Oscilação Decadal do Pacífico (DPO) (Schoengart, não publicado). A recolonização em épocas mais úmidas depende do banco de propágulos no solo, da mobilidade das espécies, e do nível de conexão com os rios maiores.

6.2.2.2.2 AUs sujeitas a pulsos polimodais imprevisíveis (ordem 2.2.2)

Por causa do tamanho pequeno das respectivas bacias hidrográficas, o nível da água de pequenos rios e córregos é fortemente afetado por chuvas locais. Pulsos de curta duração ocorrem principalmente na época chuvosa durante ou logo após chuvas intensas, e não são previsíveis (Fig.3 a, b). Os impactos destes pulsos para a fauna e flora são ainda pouco estudados. Supomos que a curta duração e a imprevisibilidade dos pulsos dificultam o uso dos recursos das AUs ripárias pela fauna aquática e terrestre. Estratégias para diminuir os riscos das oscilações imprevisíveis foram descritas por Adis & Junk (2002), por meio da comparação entre AUs de regiões tropicais e temperadas.

Na época chuvosa, as árvores nas AUs ripárias têm que superar longos períodos de encharcamento do solo, porém, a amplitude de inundação é baixa. Espécies arbóreas terrestres podem se adaptar em AUs ripárias às condições de inundação periódica, e depois ocupar progressivamente os habitats de inundações elevadas nas AUs de pulsos de longa duração, como postulado por Wittmann et al. (2010). Existem muitos estudos sobre a vegetação ripária dos riachos e pequenos rios do Cerrado (e.g., Veloso et al. 1991, IBGE 1992, Rodrigues & Leitão Filho 2004, Felfile & Silva Junior 1992, Felfile et al 1994, Felfile 1995, Felfile et al 2000), mas muito poucos sobre aqueles das florestas de terra firme amazônica, da Mata Atlântica, e os córregos de primeira ordem no Cerrado e nos Campo de altitude. Esta falha afeta seriamente a discussão sobre os aspectos fitogeográficos (Wittmann 2012), os ciclos biogeoquímicos, a diversidade de espécies e a importância da Floresta Amazônica para o clima global, porque os estudos não diferenciam entre matas ripárias crescendo em solos permanentemente ou periodicamente encharcados ou inundados, e matas crescendo em solos secos.

Rios de baixa ordem fluvial diferem consideravelmente em respeito aos parâmetros físicos e químicos de sua água. Eles são bons indicadores da composição química dos solos das suas bacias hidrográficas, e de sua cobertura vegetal. A grande maioria deles é pobre em nutrientes e tem água transparente com coloração esverdeada ou marrom (Furch & Junk 1980, Furch 1986). Se a vegetação da bacia hidrográfica for seriamente perturbada, por exemplo, por meio de práticas agropecuárias, a água fica turva, pelo menos temporariamente, por causa do aumento da introdução de material erodido. Isso cria sérios problemas pelo assoreamento dos microhabitats dos organismos aquáticos e terrestres e pelo comprometimento da

alimentação dos filtradores, reduzindo desta forma a biodiversidade aquática e terrestre (Wantzen 1998).

6.2.2.2 AUs sujeitas a pulsos plurianuais de curta duração (ordem 2.2.3)

Estas AUs são de pequeno porte e ocorrem somente no semiárido brasileiro. Somente em anos de alta precipitação as depressões enchem com água por um período suficientemente longo para permitir o desenvolvimento de uma flora e fauna típicas de uma AU. Apesar do seu tamanho pequeno e sua vida efêmera, estas AUs são de suma importância para a manutenção da biodiversidade no semiárido. Estas áreas são fortemente ameaçadas, porque o acúmulo da umidade no solo as torna muito atraentes para a agricultura e pecuária. A sua proteção necessita ser tratada com alta prioridade. Levantamentos destas áreas não existem, havendo apenas poucos estudos sobre sua ecologia.

6.2.3 AUs antropogênicas (sistema 3)

AUs antropogênicas aqui abordadas são o resultado de diferentes tipos de ação ou intervenção humana. Incluídas na convenção de Ramsar, estas AUs sofrem e geram impactos tanto positivos quanto negativos, sejam estes de natureza ambiental ou socioeconômica. Servem como abrigo e pousio em rotas migratórias, mas também têm sua dinâmica controlada por ações humanas e, portanto, sua contribuição para a diversidade biológica passa a ser consequência de sua utilidade aos interesses da sociedade. Eventualmente tais áreas são criadas com a função de proteção e conservação, mas não se trata de uma regra generalizável.

Assim caixas/tanques de empréstimo e pequenos represamentos ao longo de estradas podem corresponder a pequenos reservatórios naturais de água com pulsos de água polimodais imprevisíveis, contendo muitas espécies aquáticas com ciclos de vida com estivação, ou imigrantes via terra ou ar, tais como anfíbios e insetos aquáticos. Por outro lado, as AUs ao longo das represas hidrelétricas se comportam como áreas periodicamente alagadas, porém, sujeitas a pulsos antropogênicos, que são irregulares e imprevisíveis, como resultado da necessidade de fornecimento de energia elétrica. Estas AUs produzem matéria orgânica e liberam CO₂ e metano, que têm que ser considerados no balanço dos gases de efeito estufa (Fearnside 1995).

Estações de aquicultura e plantações de arroz irrigado são sistemas de produção intensiva, que necessitam adubo e/ou agroquímicos para seu funcionamento. Parte da água destes sistemas com resíduos químicos volta para os rios em conexão e pode afetar a sua flora e fauna, inclusive a saúde da população humana vivendo rio abaixo. Estações de piscicultura operam frequentemente com espécies exóticas a suas bacias, ou espécies geneticamente modificadas, criando riscos para a ictiofauna nativa, quando elas escapam. Processos de eutrofização oriundos de super-fertilização de estações de piscicultura não são raros. Existe também o perigo da introdução de doenças infecciosas e parasitárias que têm sido reportadas na literatura como ocorrendo em diversas formas de aquicultura. Estes ambientes necessitam, portanto, de regulamentação própria, visando maximizar seus benefícios e minimizar seus impactos potenciais à biodiversidade nativa.

7. Conclusões e Recomendações para a Elaboração de Novas Diretrizes para a Proteção e o Manejo Sustentável das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras

AUs cobrem cerca de 20% do território brasileiro, entretanto, elas não são consideradas na legislação pertinente brasileira, deixando uma grande parcela do território nacional sem cobertura legal adequada. Os autores deste documento agregaram as informações consideradas fundamentais sobre as AUs brasileiras, como subsídios para fechar esta lacuna, de forma a elaborar uma legislação nacional específica para esses ambientes. Como pré-requisitos essenciais foram formulados os parâmetros para as definições das AUs e de seus delineamentos, que nortearam a formulação das próprias definições. Além disto foram juntadas as informações sobre as AUs brasileiras que serviram para a elaboração de uma classificação hierárquica, que se baseia em parâmetros hidrológicos e botânicos, dando ênfase às espécies e comunidades de plantas superiores. As definições das AUs, bem como seu delineamento e classificação levam em consideração as peculiaridades hidrológicas e ecológicas específicas do Brasil.

- Considerando que o Brasil é membro signatário da Convenção Internacional sobre Áreas Úmidas de RAMSAR;
- Considerando a grande extensão das AUs no Brasil, e sua distribuição em todos os biomas brasileiros;

- Considerando as suas peculiaridades ecológicas específicas, que as diferenciam dos ecossistemas terrestres e aquáticos;
- Considerando a sua grande importância para a manutenção da biodiversidade nacional, assim como de processos migratórios intra- e transcontinentais;
- Considerando o seu papel fundamental na regulação dos ciclos hidrológicos e nos balanços de gases de efeito estufa;
- Considerando a importância de algumas AUs como lar de populações tradicionais e minorias étnicas;
- Considerando sua importância como fonte de alimento, recreação, turismo e lazer;
- Considerando ainda seus múltiplos valores comerciais e não comerciais para a sociedade e o meio ambiente;
- Considerando que várias AUs são categorizadas como Patrimônio Nacional pela constituição de 1988;
- Considerando que as AUs são reconhecidas como um importante componente para a efetiva implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos;
- Considerando que as AUs brasileiras, a despeito de toda a sua importância ecológica, econômica, social e cultural, têm sido ameaçadas quanto à sua estrutura e função em razão das inúmeras intervenções antrópicas;
- Considerando que as AUs brasileiras não têm sido tratadas pelos órgãos competentes como prioritárias para as ações de proteção e gestão, carecendo de maior clareza quando à sua definição e delineamento;
- Considerando que a gestão das AUs brasileiras é subordinada a diversos órgãos reguladores, carecendo assim de uma base legal adequada, uniformemente hierarquizada e moderna, que possa garantir seu manejo sustentável com base no conhecimento científico existente,

Propõe-se:

1. Adotar a definição de AUs adaptada às condições brasileiras, como proposto neste documento.
2. Adotar a definição para o delineamento das AUs, como proposto neste documento.
2. Reconhecer as AUs na Constituição da União de acordo com as definições propostas nos tópicos precedentes, como uma classe de ecossistemas específicos nacionais na área de recursos hídricos, de suma importância econômica, social e ecológica.

3. Regulamentar, em nível Federal, o manejo e a proteção das AUs, servindo de base para legislações nas esferas Estadual e Municipal, com a devida articulação política e institucional com os outros sistemas de gerenciamento ambiental existentes.

4. Repassar a responsabilidade para os governos dos estados, que deveriam:
 - A) Delinear as suas AUs de acordo com a definição oferecida acima;
 - B) Classificar as AUs de acordo com a classificação oferecida acima;
 - C) Determinar o grau de integridade ecológica das AUs sob sua responsabilidade;
 - D) Elaborar planos para seu uso sustentável e sua proteção, incluindo a sua biodiversidade e, se for necessário, para sua recuperação;
 - E) Elaborar uma legislação eficiente para transformar em ações práticas os respectivos planos de manejo sustentável, proteção e recuperação das AUs dos diferentes estados;
 - F) Designar órgãos estaduais para garantir a implementação eficiente desta legislação, e controlar os seus efeitos, utilizando para isso o conhecimento científico disponível.

8. Lista de literatura:

- Adeney, J. M., Christensen, Jr., N.L. & Pimm, S.L. (2009): Reserves Protect against Deforestation Fires in the Amazon.- PLoS ONE 4(4): e5014. <http://dx.doi.org/10.1371%2Fjournal.pone.0005014>
- Adeney, J.M. (2009): Remote Sensing of Fire, Flooding and White Sand Ecosystems in the Amazon.- Doctoral Dissertation; Nicholas School of the Environment, Duke University, Durham NC, U.S.A.
- Adis, J. (1997): Terrestrial invertebrates: Survival strategies, group spectrum, dominance and activity patterns.- In: Junk, W.J. (ed.): The Central Amazon floodplain: Ecology of a pulsing system.- Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York, Ecological Studies 126: 299-317.
- Adis, J. & Junk, W.J. (2002): Terrestrial invertebrates inhabiting lowland river floodplains of Central Amazonia and Central Europe: a review.- Freshwater Biology 47:711-731.
- Adis, J. & Messner, B. (1997): Adaptations to life under water: tiger beetles and millipedes.- In: Junk, W.J. (ed): The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System.- Ecological Studies, Vol 126, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 319-330.
- Adis, J., Erwin, T.L., Battirola, L.D. & Ketelhut, S.M. (2010): The importance of Amazonian floodplain forests for animal biodiversity: Beetles in canopies of floodplain and upland forests.- In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds.): Amazon floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management.- Ecological Studies 210, Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York:313-325.
- Almeida, J.R., Baruqui, F.M., Baruqui, A.M. & Motta, P.E.F. (1983): Principais solos de várzeas do Estado de Minas Gerais e suas potencialidades agrícolas.- Informe Agropecuário 9:70-78.
- Anderson, A.B. (1981): White-sand vegetation of Brazilian Amazonia.- Biotropica 13:199-210.

Araújo, G.M., Barbosa, A.A.A., Arantes, A. A. & Amaral, A.F. (2002): Composição florística de veredas no Município de Uberlândia, MG.- *Revista Brasileira de Botânica* 25(4): 475-493.

Araújo, D.S.D., Scarano, F.R., Sá, C. F.C., Kurtz, B.C., Zaluar, H.L.T., Montezuma, R.C.M. & Oliveira, R.C. (1998): Comunidades vegetais do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.- In: Esteves, F.A. (ed.): *Ecologia das Lagoas Costeiras*.- NUPEM/UFRJ: 40-62.

Arieira, J. & Nunes da Cunha, C. (2006): Fitossociologia de uma floresta inundável monodominante de *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae), no Pantanal Norte, MT, Brasil.- *Acta Bot. Bras.* 20(3): 569-580.

Bleackley, D. & Khan, E.J.A. (1963): Observations on the white-sand areas of the Berbice formation, British Guiana.- *European Journal of Soil Science* 14: 44-51.

Bodmer, R. (1990): Fruit patch size and frugivory in the lowland tapir (*Tapirus terrestris*).- *Journal of Zoology* 222: 121-128.

BRASIL (2008): Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano. Plano Nacional de Recursos Hídricos, Volume 4: Programas Nacionais e Metas. Brasília, DF.

BRASIL (2009). Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). Resolução CNRH n. 99, de 26 de março de 2009. Aprova o Detalhamento Operativo dos Programas VIII, X, XI e XII do Plano Nacional de Recursos Hídricos. Brasília, DF.

BRASIL (2011): Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). Câmara Técnica do Plano Nacional de Recursos Hídricos. Plano Nacional de Recursos Hídricos: Prioridades 2012-2015. Brasília, DF.

BRASIL (2012): National report on the implementation of the Ramsar Convention on Wetlands.- National report to be submitted on the 11th Meeting of the Conference of the Contracting Parties, Romania, June 2012.

Brightsmith, D. & Bravo, A. (2005): Ecology and management of nesting blue-and-yellow macaws (*Ara ararauna*) in *Mauritia* palm swamps.- *Biodiversity and Conservation* 15: 4271-4287.

Brinson, M.M. & Malvárez, A.I. (2002): Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats.- *Environmental Conservation* 29(2): 115-133.

Carvalho, P.G.S. (1991): As Veredas e sua Importância no Domínio dos Cerrados.- *Informe Agropecuário* 168: 47-54.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., 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.

Cowardin, I.M., Carter, V., Golet, F.C. & Laroe, E.T. (1979): Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States.- US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.: 131 pp

Darwall, W., Smith, K., Allen, D. Seddon, M., McGregor Reid, G. Clausnitzer, V. & Kalkman, V. (2008): Freshwater biodiversity – a hidden resource under threat.- In: Vié, J-C., Hilton-Taylor, C. & Stuard, S.N. (eds.): *The 2008 review of the IUCN Red List of threatened species*.- IUCN, Gland, Switzerland.

Diniz de Araújo Neto, M., Furley, P. A., Haridasan, M. & Johnson, C. E. (1986): The murundus of the cerrado region of Central Brazil.- *Journal of Tropical Ecology* 2: 17-35.

Diegues, A.C.S. (1994): An inventory of Brazilian wetlands.- IUCN – The World Conservation Union, Gland, Switzerland: 216 pp.

Diegues, A.C.S. (2002): Povos e Águas.- Núcleo de Apoio à Pesquisa sobre Populações Humanas e Áreas Úmidas Brasileiras, 2a. ed., São Paulo, Brazil: 597 pp.

Drago, E.C., Wantzen, K.M. & Paira, A.R. (2008): The Lower Paraguay river-floodplain habitats in the context of the Fluvial Hydrosystem Approach.- *Ecogydrology & Hydrobiology* Vol.8 (1): 49-66.

Eiten, G. (1983): *Classificação da vegetação do Brasil*.- CNPq, Brasília, Brazil: 305p.

EMBRAPA (1982): *Levantamento de reconhecimento de média intensidade dos solos e avaliação da aptidão agrícola das terras do Triângulo Mineiro*.- Serviço nacional de levantamento e conservação de solos. Epamig – DRNR, Rio de Janeiro.

Fearnside, P.M. (1995): Hydroelectric dams in the Brazilian Amazon as sources of "greenhouse gases".- *Environmental Conservation* 22: 7-19.

Felfili, J.M. (1994): Floristic composition and phytosociology of the gallery forest alongside the Gama stream.- *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo 17(1): 1-11,

Felfili, J.M. (1995): Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in Central Brazil.- *Vegetatio* 117: 1-15,

Felfili, J.M. & Silva Junior, M.C. (1992): Floristics composition, phytosociology and comparison of cerrado and gallery forest at Fazenda Água Limpa.-In: Furley, P.A., Proctor, J. & Ratter, J.A.(eds.): *Nature and Dynamics of Forest/Savanas Boundaries*.- 1ed.London, Chapman and Hall: 393-415.

Felfili, J.M., Ribeiro, J.F., Fagg, C.W. & Machado, J.W.B. (2000): *Recuperação de matas de galeria*.- Documentos. Embrapa Cerrados, Brasília 21(1): 45-45,.

Ferreira, E., Zuanon, J., Forsberg, B., Goulding, M. & Briglia-Ferreira, S.R. (2007): *Rio Branco: Peixes, ecologia e conservação de Roraima*.- Amazon Conservation Association (ACA), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia (INPA), Sociedade Civil de Mamirauá.- 200p.

Fine, P.V.A., Miller, Z.J., Mesones, I., Irazuzta, S., Appel, H.M., Stevens, M.H.H., Saaksjarvi, I., Schultz, L.C. & Coley, P.D. (2006): The growth-defense trade-off and habitat specialization by plants in Amazonian forests.- *Ecology* 87: 150-162.

Finlayson, C.M. & van der Valk, A.G. (1995): Wetland classification and inventory: A summary.- *Vegetatio* 118: 185-192.

Franco, W. & Dezzio, N. (1994): Soils and soil-water regime in the terra-firme-caatinga forest complex near San Carlos de Rio Negro, state of Amazonas, Venezuela.- *Interciencia* 19: 305-316.

Furch, K. & Junk, W.J. (1980): Water chemistry and macrophytes of creeks and rivers in Southern Amazonia and the Central Brazilian shield.- In: Furtado, J.I. (ed.): *Tropical Ecology and Development part 2: The International Society of Tropical Ecology*, Kuala Lumpur: 771-796.

Furch, K. (1986): Hydrogeochemistry of Amazonian freshwater along the Transamazônica in Brazil.- *Zbl. Geol. Paläont.* 1(9/10): 1485-1493.

Furley, P.A. (1986): Classification and distribution of murundus in the cerrado of central Brazil.- *Journal of Biogeography* 13: 265-268.

Gopal, B. & Sah, M. (1995): Inventory and classification of wetlands in India.-*Vegetatio* 118: 39-48.

Gopal, B., Junk, W.J. & Davis, J.A. (eds.) (2000): *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*.- Vol. 1 & 2, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands

Gopal, B., Kvet, J., Löffler, H., Masing, V. & Patten, B.C. (1990): Definition and classification.- In: Patten, B.C. (ed.): *Wetlands and shallow continental water bodies*.- SPB Academic Publishing bv, The Hague: 9-15.

Goulding, M. (1980). *The fishes and the forest: Explorations in Amazonia natural history*.- California University Press. Berkeley: 280pp.

Goulding, M., Carvalho, M.L. & Ferreira, E.G. (1988): *Rio Negro: Rich life in poor water*.- SPB Academic Publishing bv: The Hague, The Netherlands: 200p

Guimarães, A.J.M., Araújo, G.M.De & Corrêa, G.F. (2002): Estrutura fitossociológica em área natural e antropizada de uma vereda em Uberlândia, MG.- *Acta Botânica Brasílica* 16(3):.317-329.

Haase, K. & Rättsch, G. (2010): The morphology and anatomy of tree roots and their aeration strategies.- In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds.): *Amazon floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management.*- Ecological Studies 210, Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York: 141-161.

Hamilton, S.K., Sippel, S.J. & Melack, J.M. (1996): Inundation patterns in the Pantanal wetland of South America determined from passive microwave remote sensing.- *Archiv für Hydrobiologie* 137: 1-23.

Hamilton, S.K., Sippel, S.J. & Melack, J.M. (2004): Seasonal inundation patterns in two large savanna floodplains of South América: the Llanos de Moxos (Bolivia) and the Llanos del Orinoco (Venezuela and Colombia).- *Hydrological Processes*18: 2103-2116.

Hardin, G. (1968): The tragedy of the commons.- *Science* 162: 1243–1248.

Householder, J.E., Janovec, J.P. & Page, S. (2012): Peatlands of the Madre de Dios River of Peru: Distribution, geomorphology, and habitat diversity.- *Wetlands* 32: 359-368.

Hiraoka, M. (1999): Miriti (*Mauritia flexuosa*) palms and their uses and management among ribeirinhos of the Amazon Estuary.- In: Padoch, C., Ayres, J.M., Pinedo-Vasquez, M., & Henderson, A. (eds.): *Varzea: Diversity, Development, and Conservation of Amazonia's Whitewater Floodplains*- *Advances in Economic Botany* 13. New York Botanical Garden Press, New York: 169-186.

Horbe, A.M.C., Horbe, M.A., & Suguio, K. (2004): Tropical spodosols in northeastern Amazonas State, Brazil.- *Geoderma* 119: 55-68.

IBGE (1991): *Manual técnico da vegetação Brasileira.*- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, serie Manuais Tecnicos em Geociencias, Rio de Janeiro, Brazil: 92p.

Irmiler, U. (1977): Inundation—forest types in the vicinity of Manaus.- *Biogeographica* 8: 17-29.

IUCN (1971): The Ramsar Conference: Final act of the international conference on the conservation of wetlands and waterfowl, Annex 1.- *Special Supplement to IUCN, Bulletin* 2: 4pp.

Junk, W.J. (1989): Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains.- In: Holm-Nielsen, L.B., Nielsen, I.C. & Balslev, H. (eds): *Tropical Forests: botanical dynamics, speciation and diversity.*- Academic Press, London: 47-64.

Junk, W.J. (1993): *Wetlands of Tropical South America.* In: Whigham D, Hejny S, Dykyjova D (eds): *Wetlands of the world.*- Dr. W. Junk Publ, Dordrecht: 679–739.

Junk, W.J. (ed) 1997: *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System.*- Ecological Studies, Vol 126, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 525p.

Junk, W.J. (2000): Mechanisms for development and maintenance of biodiversity in neotropical floodplains.- In: Gopal, B., Junk, W.J. & Davis, J.A. (eds.): *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation.*- Vol. 1., Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands: 119-139.

Junk, W.J. (2002): Long-term environmental trends and the future of tropical wetlands.- *Environmental Conservation* 29(4): 414-435.

Junk, W.J. (2005): Flood Pulsing and the linkages between terrestrial, aquatic, and wetland systems.- *Proc. Int. Assoc. Theor. Appl. Limnol.* 29(1): 11-38.

Junk, W.J. & Piedade, M.T.F. (1993): Herbaceous plants of the Amazon floodplain near Manaus: Species diversity and adaptions to the flood pulse.- *Amazoniana* 12(3/4): 467-484.

Junk, W.J. & Piedade, M.T.F. (1997): Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants-. In: Junk, W.J. (ed): The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System.- Ecological Studies, Vol 126, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 147-186.

Junk, W.J. & Piedade, M.T.F. (2005): Amazonian wetlands.- In: Fraser, L.H. & Keddy, P.A. (eds): Large Wetlands: Their Ecology and Conservation.- Cambridge University Press, Cambridge: 63-117.

Junk, W.J. & Wantzen, K.M. (2004): The flood pulse concept: New Aspects, approaches, and applications - an update.- In: Welcome, R.L. & Petr, T. (eds): Proceedings of the 2nd International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries, Volume 2. Food and Agriculture Organization & Mekong River Commission. Fao Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, Cambodia: 117-149.

Junk, W.J., Bayley, P.B. & Sparks, R.E. (1989): The Flood Pulse Concept in River-Floodplain-Systems.- Canadian Special Publications for Fisheries and Aquatic Sciences 106: 110-127.

Junk, W.J., Soares, M.G.M. & Saint-Paul, U. (1997): The fish.- In: Junk, W.J. (ed): The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System.- Ecological Studies, Vol 126, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York: 385-408.

Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M. (2000): The Central Amazon floodplain: Actual use and options for a sustainable development.- Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands: 584p.

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J., & Parolin, P. (2010a): Central Amazonian floodplain forests: ecophysiology, biodiversity and sustainable management. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York,

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Parolin, P., Wittmann, F., Schöngart, J. (2010b): Ecophysiology, biodiversity and sustainable management of Central Amazonian floodplain forests: A synthesis.- In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds.): Amazonian Floodplain forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management.- Ecological Studies 210, Springer Verlag, Heidelberg, Berlin, New York: 511-540.

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Schöngart, J., Cohn-Haft, M., Adeney J.M., Wittmann, F. (2011): A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands.-Wetlands 31: 623-640.

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Schöngart, J. & Wittmann, F. (2012a): A classification of major natural habitats of Amazonian white water river floodplains (várzeas).- Wetlands Ecology and Management

Junk, W.J., Sousa Jr, P.T., Nunes da Cunha, C., Piedade, M.T.F. & Candotti, E. (2012b): Inundações catastróficas e deslizamento de barrancos em Minas Gerais e o novo Código florestal.- Jornal da Ciência, SBPC. 02/02/2012.

Junk, W.J., Nunes da Cunha, C., Wantzen, K.M., Petermann, P., Strüssmann, C., Marques, M.I. & Adis, J. (2006): Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil.- Aquatic Sciences 68(3): 278-309.

Junk, J.; Sousa Jr, P.T.; Nunes da Cunha, C.; Piedade, M.T.F. & Candotti, E. (2012): Inundações catastróficas e deslizamento de barrancos em Minas Gerais e o novo código florestal. *Jornal da Ciência*, SBPC. 02/02/2012.

Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L.D., Bozelli, R.L., Esteves, F.A., Nunes da Cunha, C., Maltchik, L., Schoengart, J., Schaeffer-Novelli, Y. & Agostinho, A.A.: Brazilian wetlands: Definition, delineation and classification for research, sustainable management and protection.- Submitted

Kandus, P., Minotti, P. & Malvárez, A. I. (2008): Distribution of wetlands in Argentina estimated from soil charts.- Acta Sci. Biol. Sci. 30(4): 403-409.

Kjerfve, B. & Lacerda L.D. (1993): Mangroves of Brazil.- In: Lacerda, L.D. (ed.): Conservation and sustainable utilization of mangrove forests in Latin America and Africa regions. Vol.2 Part I- Latin America. Mangrove Ecosystems Technical Reports ITTO/ISME Project PD114/90 (F). Okinawa, Japan: 245-272.

Kubitzki K (1989) The ecogeographical differentiation of Amazonian inundation forests. *Plant Systematic and Evolution* 162:285-304.

- Lacerda, L.D. (2001): Mangrove ecosystems: functions and management.- Springer, Berlin, Heidelberg, New York: 292pp.
- Lacerda, L.D., Conde, J.E., Kjerfve, Alvarez-León, R., Alarcón, C. & Polanía, J. (2002): American mangroves.- In: Lacerda, L.D. (ed.): Mangrove ecosystems: function and management. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, Barcelona, Hong Kong, London, Milan, Paris, Tokyo: 1-62.
- Lamego, A.R. (1974): O homem e a restinga.- Rio de Janeiro, Lidador: 306 p.
- Lourival, R., Drechsler, M., Watts, M.E., Game, E.T. & Possingham, H.P. (2011): Planning for reserve adequacy in dynamic landscapes; maximizing future representation of vegetation communities under flood disturbance in the Pantanal wetland.- *Diversity and Distributions* 17: 297-310.
- Luizão, F.J., Luizão, R.C.C. & Proctor, J. (2007): Soil acidity and nutrient deficiency in central Amazonian heath forest soils.- *Plant Ecology* 192: 209-224.
- Magalhães, G.M. (1966): Características de alguns tipos florísticos de Minas Gerais.- *Revista Brasileira de Biologia* 1: 76-92.
- Maltchik, L., Costa, M.A.J. & Duarte, M.C.D. (1999): Inventory of Brazilian semiarid shallow lakes.- *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 71: 801-808.
- Maltchik, L., Costa, E.S., Becker, C.G. & Oliveira, A E. (2003): Inventory of wetlands of Rio Grande do Sul (Brazil).- *Pesquisas: Botânica* 53: 89-100.
- Maltchik, L., Rolon, A S., Guadagnini, D.L. & Stenert, C. (2004): Wetlands of Rio Grande do Sul, Brazil: a classification with emphasis on plant communities.- *Acta Limnologica Brasiliensia* 16(2):137-151
- Marques, M.I., Adis, J., Battirola, L.D., dos Santos, G.B. & Castilho, A.C.C. (2001): Arthropods associated with a forest of *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae) palm trees in the Northern Pantanal.- In: Junk, W.J., da Silva, C.J., Nunes da Cunha, C. & Wantzen, K.M. (eds.): *The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*.- Pensoft, Sofia-Moscow: 431-468.
- Melack, J.M. & Hess, L.L. (2010): Remote sensing of the distribution and extent of wetlands in the Amazon basin.- In Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds.): *Amazon floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management*.- *Ecological Studies* 210, Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York: 43-59.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and human wellbeing: wetlands and water*.- <http://www.unep.org/maweb/documents/document.358.aspx.pdf> Millennium 2005
- Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G. (2008): *Wetlands*.- John Wiley & Sons Inc., Hoboken, New Jersey: 582pp.
- Navarro, G. & Maldonado, M. (2002): *Geografía ecológica de Bolivia: Vegetación y Ambientes Acuáticos*.- Centro de Ecología Simón I. Patino, Departamento de Difusión. Cochabamba, Bolivia: 719pp.
- Neiff, J.J. (2001): Humedales de la Argentina : sinopsis, problemas y perspectivas futuras. In: Cirelli, A.F. (ed.): *El agua en Iberoamérica. Funciones de los humedales, calidad de vida y agua segura*.- Publ. CYTED: 83-112.
- Nunes da Cunha, C. & Junk, W.J. (2001): Distribution of woody plant communities along the flood gradient in the Pantanal of Poconé, Mato Grosso, Brazil.- *International Journal of Ecology and Environmental* 27: 63-70.
- Nunes da Cunha, C. & Junk, W.J. (2011a): A preliminary classification of habitats of the Pantanal of Mato Grosso and Mato Grosso do Sul, and its relation to national and international classification systems.- In: Junk, W.J., da Silva, C.J., Nunes da Cunha, C. & Wantzen, K.M. (eds.): *The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*.- Pensoft, Sofia-Moscow: 127-142.
- Nunes da Cunha C, Junk WJ. 2011b. Landscape units of the Pantanal: structure, function and human use. In: Junk, W.J., da Silva, C.J., Nunes da Cunha, C. & Wantzen, K.M. (eds.): *The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*.- Pensoft, Sofia-Moscow; 299-324.

Nunes da Cunha, C., Junk, W.J. & Leitão-Filho, H. (2007): Woody vegetation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil: a preliminary typology.- *Amazoniana (Kiel)* 19: 159-184.

Oliveira-Filho, A.T. & Furley, P.A. (1990): Monchão, cocuruto, murundu.-*Ciência Hoje* 61: 30-37.

Padoch, C. (1988): The economic importance of marketing of forest and fallow products in the Iquitos region.- *Advances in Economic Botany* 5: 74-89.

Padoch, C. Ayres, J.M., Pinedo-Vasquez, M. & Henderson, A. (1999): Várzea: diversity, development, and conservation of Amazonia's whitewater floodplains. The New York Botanical Garden Press, New York: 407pp.

Parolin, P., Waldhoff, D. & Piedade, M.T.F. (2010): Gas exchange and photosynthesis.- In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds.): *Amazon floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management.*- Ecological Studies 210, Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York: 203-222.

Petermann, P. (1997): The birds. In: Junk WJ (ed) *The Central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system.* Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, pp 419-452.

Petermann, P. (2011): The birds of the Pantanal.- In: Junk, W.J., da Silva, C.J., Nunes da Cunha, C. & Wantzen, K.M. (eds.): *The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland.*- Pensoft, Sofia-Moscow: 523-564.

Piedade, M.T.F., Junk, W.J., Sousa Jr, P.T. de, Nunes da Cunha, C., Schöngart, J., Wittmann, F., Candotti, E. & Girard, P. (2012): As áreas úmidas no âmbito do Código Florestal brasileiro.- Em: *Comitê Brasil em Defesa das Florestas e do Desenvolvimento Sustentável* (ed.): *Código Florestal e a ciência: o que nossos legisladores ainda precisam saber. Sumários executivos de estudos científicos sobre impactos do projeto de Código Florestal.*- Comitê Brasil, Brasília: 9-17.

Ponce, V.M. & Nunes da Cunha, C. (1993): Vegetated earthmounds in tropical savannas of Central Brazil: a synthesis with special reference to the Pantanal do Mato Grosso.- *Journal of Biogeography* 20: 219-225.

Pott VJ, Pott A. (2000): *Plantas Aquáticas do Pantanal.*- EMBRAPA, Brasília, Brazil: 404p.

Pouilly, M., Beck, S.G., Moraes, R.M. & Ibenes, C. (2004): *Diversidad biológica en la llanura de inundación del Rio Mamoré. Importância ecológica de la dinámica fluvial.*- Centro de Ecología Simón I. Patino, Santa Cruz, Bolívia: 383pp.

Prance, G.T. (1979): Notes on the vegetation of Amazonia. 3. The terminology of Amazonian forest types subject to inundation.- *Brittonia* 31: 26-38.

Rasera, M.F., Ballester, M.V.R., Krusche, A.V., Salimon, C., Montebelo, L.A., Alin, S.R., Victoria, R.L. & Richey, J.E. (2008): Estimating the surface area of small rivers in the southwestern Amazon and their role in CO₂ outgassing.- *Earth Interactions* 12 (6): 1-16.

Ratter, J.A. (1980): Notes on the vegetation of Fazenda Água Limpa (Brasília, DF, Brazil).- Edimburg, Royal Botanic Garden: 69p.

Reed, B. (1988): National list of plant species that occur in wetlands: National Summary.- *Biol. Rep.* 88 (24). US Fish and Wildlife Service, Washington, DC.

Rebellato, L. & Nunes da Cunha, C. (2005): Efeito do "fluxo sazonal mínimo da inundação" sobre a composição e estrutura de um campo inundável no Pantanal de Poconé, MT, Brasil.- *Acta Bot. Bras.* 19(4): 789-799.

Rebellato, L., Nunes da Cunha, C. & Figueira, J.E.C. (2012): Respostas da comunidade herbácea ao pulso de inundação no Pantanal de Poconé, Mato Grosso.- *Oecologia Australis.* Edição especial Dezembro. Aceito

Resende, E.K. (2011): Ecology of Pantanal fish.- In: Junk, W.J., da Silva, C.J., Nunes da Cunha, C. & Wantzen, K.M. (eds.): *The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland.*- Pensoft, Sofia-Moscow: 469-496.

Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. (1998): Fitofisionomias do bioma cerrado.- In: Sano, S. & Almeida, S.P. (eds.): Cerrado ambiente e flora.- EMBRAPA-CPAC, Brasília: 89-166.

Rodrigues, R.R. & Leitão Filho, H. de F. (2004): Matas ciliares: Conservação, e recuperação.- São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2. edição: 320pp

Rolon AS, Homem HF, Maltchik L. 2010. Aquatic macrophytes in natural and managed wetlands of Rio Grande do Sul State, Southern Brazil. Acta Limnologica Brasiliensia 22: 133-146.

Ruokolainen, K., Schulman, L. & Tuomisto, H. (2001): On Amazonian peatlands.- International Mire Conservation Group Newsletter 4: 8-10.

Salati, E. & Marques, J. (1984): Climatology of the Amazon region.- In: Sioli H (ed.) The Amazon – Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. Monographiae Biologicae. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands: 85-126.

Schnitzler, A., Hale, B.W. & Alsum, E. (2005) Biodiversity of floodplain forests in Europe and eastern North America: a comparative study of the Rhine and Mississippi valleys.- Biodiversity and Conservation, 14: 97-117.

Schöngart, J., Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Ayres, J.M., Hüttermann, A. & Worbes, M. (2004): Teleconnection between Tree Growth in the Amazonian Floodplains and the El Niño-Southern Oscillation Effect.- Global Change Biology 10: 683-692.

Scott, D.A. & Jones, T.A. (1995): Classification and inventory of wetlands: A global overview.- Vegetatio 118: 3-16.

Seidl, A.F. & Moraes, A.S. (2000): Global valuation of ecosystem services: application to the Pantanal da Nhecolândia, Brazil.- Ecological economics 33: 1-6.

Semeniuk, C.A. & Semeniuk, V. (1995): A geomorphic approach to global classification for inland wetlands.- Vegetatio 118: 103-124.

Sioli, H. (1956): Über Natur und Mensch im brasilianischen Amazonasgebiet.- Erdkunde 10(2): 89-109.

Sioli, H. (1984): The Amazon – Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin.- Monographiae Biologicae. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands: 763pp.

Sippel, S.J., Hamilton, S.K., Melack, J.M. & Novo, E.M.M. (1998): Passive microwave observations of inundation area and the area/stage relation in the Amazon River floodplain.- Int. J. Remot Sens. 19: 3055-3074.

SCBD (2010): Global biodiversity outlook 3.- Secretariat of the Convention on Biodiversity. Montreal, Canada.

Sombroek, W. (2001): Spatial and temporal patterns of Amazon rainfall - Consequences for the planning of agricultural occupation and the protection of primary forests.- Ambio 30(7): 388-396.

Sousa Jr, P.T., Piedade, M.T.F. & Candotti, E. (2011): Brasils forest code puts wetlands at risk.- Letter to Nature 478: 458

Strüssmann, C., Prado, C.P.A, Ferreira, V.L. & Kawashita-Ribeiro, R.A (2011): Diversity, ecology, management and conservation of amphibians and reptiles of the Brazilian Pantanal: a review.- In: Junk, W.J., da Silva, C.J., Nunes da Cunha, C. & Wantzen, K.M. (eds.): The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland.- Pensoft, Sofia-Moscow: 497-521.

Tessler, M.G. & Goya, S.C. (2005): Processos Costeiros Condicionantes do Litoral Brasileiro.- Revista do Departamento de Geografia 17 : 11-23.

Thomaz, S.M., Agostinho, A A. & Hahn, N.S. (2004): The upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation.- Backhuys Publishers Leiden, The Netherlands.

Tobler, M., Janovec, J.P. & Cornejo, F. (2009): Frugivory and seed dispersal by the lowland Tapir (*Tapirus terrestris*) in the Peruvian Amazon.- Biotropica 42: 215-222.

Tomas, W.M., Cáceres, N.C., Nunes, A.P., Fisher, E., Mourão, G. & Campos, Z. (2011): Mammals in the Pantanal wetland, Brazil.- In: Junk, W.J., da Silva, C.J., Nunes da Cunha, C. & Wantzen, K.M. (eds.): The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland.- Pensoft, Sofia-Moscow: 565-597.

Veloso, H.G., Rangel Filho, A.L.R., & Lima, J.C.A. (1991): Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. - IBGE, Rio de Janeiro, Brazil.

Vieira, R. dos S. (2000): Legislation and the use of Amazonian floodplains.- In: Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F. & Soares, M.G.M. (eds.): The Central Amazon floodplain: actual use and options for a sustainable management.- Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands: 505-533.

Walter, B. M. T. (2006) Fitofisionomias do bioma Cerrado: Síntese terminológica e relações florísticas. Tese. Programa de Pós-graduação em Ecologia,- Departamento de Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília: 371 p.

Wantzen, K.M. (1998): Effects of siltation on benthic communities in clear water streams in Mato Grosso, Brasil.- *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 26:1155-1159.

Wantzen, K.M. (2003): Cerrado streams – characteristics of a threatened freshwater ecosystem type on the Tertiary Shields of Central South America.- *Amazoniana XVII* (3/4): 481-502.

Wantzen, K.M., Drago, E. & Da Silva, C.J. (2005): Aquatic habitats of the Upper Paraguay River-Floodplain-System and parts of the Pantanal.- *Ecohydrology & Hydrobiology* 5(2): 107-126.

Wantzen, K.M., Couto, E.G., Mund, E.E., Amorim, R.S.S., Siqueira, A., Tielbörger, K. & Seifan, M. (2012): Soil carbon stocks in stream-valley-ecosystems in the Brazilian Cerrado agroscape.- *Agriculture, Ecosystems and Environment* 151: 70-79.

Welcomme, R.L. (1979): Fisheries ecology of floodplain rivers.- Longmann, London.

Westlake, D.F., Kvet, J. & Szczepanski, A. (eds.) (1988): Ecology of wetlands.- IBP-Wetlands Synthesis Volume. Cambridge University Press, London.

Wittmann, F., Schöngart, J., Montero, J.C., Motzer, T., Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Queiroz, H.L. & Worbes, M. (2006): Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across the Amazon basin.- *Journal of Biogeography* 33: 1334-1347

Wittmann, F., Schöngart, J. & Junk, W.J. (2010): Phytogeography, species diversity, community structure and dynamics of central Amazonian floodplain forests.- In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J. & Parolin, P. (eds.): Amazon floodplain forests: Ecophysiology, biodiversity and sustainable management.- *Ecological Studies* 210, Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York: 61-102.

Wittmann, F., Householder, E., Piedade, M.T.F., Assis, R.L. de, Schöngart, J., Parolin, P. & Junk, W.J. (2012): Habitat specificity, endemism and the neotropical distribution of Amazonian white-water floodplain trees.- *Ecography* 35:

ANEXOS

Anexo 1:

9th INTECOL Meeting in Columbus-Ohio 2012: Resolution on Sustainable Use and Protection of Brazilian Wetlands

Wolfgang Junk, Paulo Teixeira de Souza Jr., Catia Nunes da Cunha, Maria Teresa Fernandez Piedade, Florian Wittmann, Jochen Schöngart, Angelo Antonio Agostinho, Claudia Costa Bonecker, Horácio Ferreira Júlio Junior

Whereas, wetlands cover about 20% of Brazil;

Whereas, climate change is altering temperature, hydrologic cycles, and sea level, which are fundamental influences on wetland processes, and may even define their existence;

Whereas, the importance of wetlands is widely recognized for the goods and services they provide to humans, and as hot spots of global biodiversity;

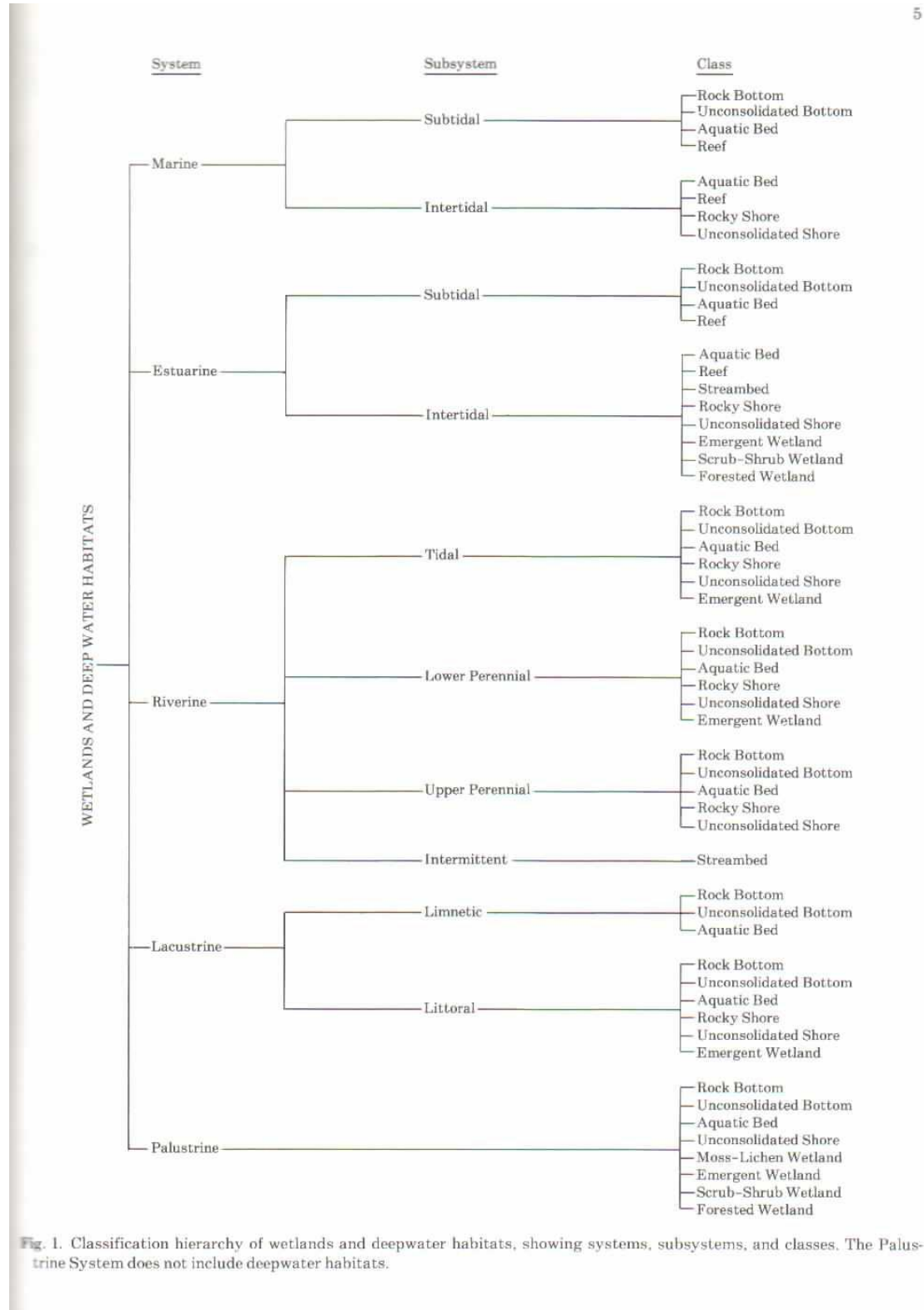
Whereas, many people in Brazil depend on wetlands for subsistence and water supply;

Whereas, Brazilian agriculture and industrial development is quickly expanding, and directly and indirectly affecting large areas of formerly intact wetlands;

Be it resolved by the attendees of the 9th INTECOL International Wetland Conference, the Society of Wetland Scientists Annual Meeting, and the Greater Everglades Ecosystem Restoration Conference that:

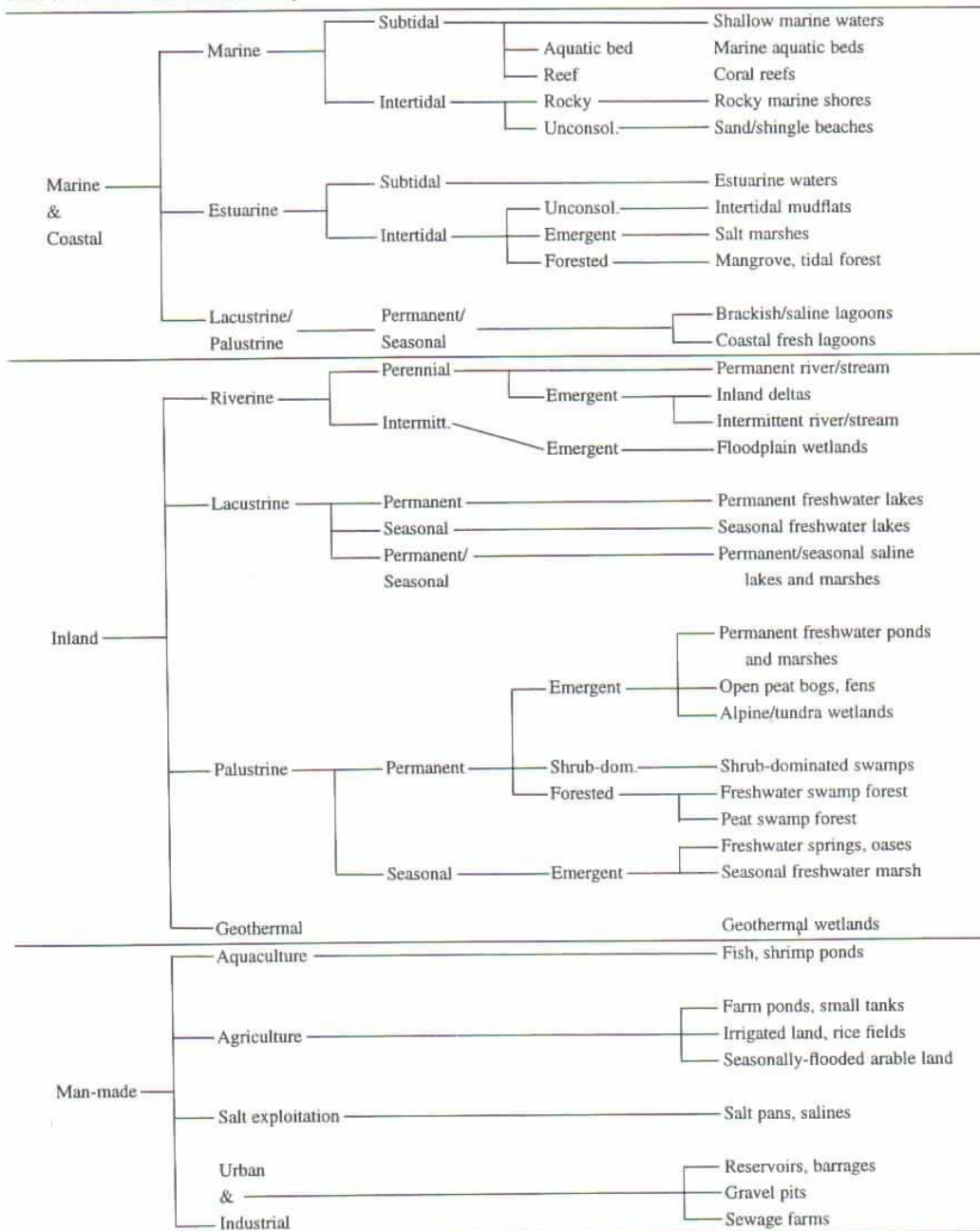
- 1) wetlands should be included as specific ecosystems in the Brazilian laws and regulations;
- 2) projects should be designed and supported to include wetland inventories and classification;
- 3) wetlands should be given particular attention in the ongoing discussion about ecosystem management and protection.

Anexo 2:
Classificação das AUs e dos habitats de água funda dos Estados Unidos (Cowardin et al. (1979)).



Anexo 3: Classificação das AUs pela Convenção de Ramsar (Scott & Jones 1995).

Table 4. Wetland classification used by the Ramsar Convention Bureau.



Anexo 4a, b:
Classificação das AUs da Índia (Gopal & Sah 1995).

Anexo 4a:
Nomes populares comuns para corpos de água no Norte da Índia (Términos usados em áreas da língua Hindi são marcadas com *).

*Table 1. Common vernacular terms used for waterbodies in northern India. (Terms used in Hindi speaking areas are marked with. *)*

Bawri*	a large or small village pond
Bheel (= Beel)	a natural lake, generally an oxbow in Assam and West Bengal Examples: Deepor bheel, Sareswar bheel, Disama beel, Sanak beel
Bheri	a man-made pond, large or small, in West Bengal
Chaur	a shallow oxbow lake in Bihar Examples: Kesaria, Chatia, Bharthua, Bora chaur
Diara	a periodically flooded sandy to silty island in the river (term used particularly in Bihar)
Jheel*	a large lake, generally deep
Khadar*	a periodically flooded, low-lying area, especially the floodplain of a river
Phat	a shallow lake in Manipur Examples: Loktak phat, Phumlen phat, Kharung phat
Pokhar*	a shallow pond or marsh
Sagar	a large man-made lake (like sea) Example: Hussain Sagar
Samand	a large natural or man-made lake Examples: Jai Samand and Raj Samand in Rajasthan
Sar	a natural lake in Jammu & Kashmir and Himachal Pradesh Examples: Shansar, Waskursar, Hokarsar, Mansar, Surinsar, Khushalsar
Sarovar*	a natural or man-made lake Examples: Nal Sarovar and Sardar Sarovar in Gujarat
Tal*	a large natural lake or reservoir Examples: Nainital, Sattal, Naukuchiyatal, Suraha tal, Gujar tal in U.P., Bhopal tal in M.P. and Kabar tal in Bihar
Talab*	a smaller reservoir or pond
Tso	a deep or shallow lake in the Indo-Tibetan region Examples: Pongang Tso, Tso Morari

Anexo 4b:
Classificação proposta das AUs do sub-continente da Índia

Table 2. Proposed classification of wetlands in the Indian subcontinent.

-
- I. TIDAL WETLANDS
- a. Herbaceous (mostly submerged) vegetation
 - i. Permanently flooded (or waterlogged)
 - Coastal beds of kelps and seagrasses
 - Lagoons (Chilika, Pulicat)
 - Estuaries and Backwaters (many in TamilNadu and Kerala)
 - ii. Seasonally flooded (or waterlogged)
 - (May include areas flooded by very high tides)
 - b. Woody vegetation
 - i. Permanently flooded (or waterlogged)
 - Mangroves
 - Mangrove scrub
 - Saltwater mixed forest (*Heritiera*)
 - Brackishwater mixed forest (*Heritiera*)
 - Palm swamp (*Nypa*)
 - ii. Seasonally flooded (or waterlogged)
 - Saline scrubs
- II. INLAND WETLANDS
- A. Saline wetlands
 - a. Woody vegetation
 - i. Permanently flooded (or waterlogged)
 - There are none
 - ii. Seasonally flooded (or waterlogged)
 - Saline scrubs (e.g., Rann of Kutch)
 - b. Herbaceous vegetation (submerged or other halophytes)
 - i. Permanently flooded (or waterlogged)
 - Saline high altitudes lakes (littoral zones only)
 - ii. Seasonally flooded (or waterlogged)
 - Saline lakes (e.g., Sambhar, Pachpadra, Deedwana)

**Anexo 4b (continuação):
Classificação proposta das AUs do sub-continente da Índia.**

Table 2. Continued.

B. Freshwater wetlands
a. Woody vegetation
i. Permanently flooded (or waterlogged)
<i>Myristica</i> swamp (<i>Myristica</i> species)
Submontane hill valley swamp (<i>Bischofia</i> , <i>Alstonia</i> , <i>Salix</i>)
Creeper swamp (incl. cane brakes) (<i>Magnolia</i> , <i>Eugenia</i> , <i>Calamus</i>)
ii. Seasonally flooded
Eastern seasonal swamp (<i>Machilus gamblei</i> , <i>Elaeocarpus</i> sp.)
<i>Barringtonia</i> swamp (<i>Barringtonia acutangula</i>)
<i>Syzygium cumini</i> swamp (<i>Syzygium cumini</i>)
Seasonal low swamp forest (<i>Cephalanthus occidentalis</i>)
Eastern <i>Dillenia</i> swamp (<i>Dillenia indica</i> , <i>Bischofia javanica</i>)
Riparian fringing forests (<i>Tamarix dioica</i> , <i>Terminalia</i> sp.)
Alder forests (<i>Alnus nepalensis</i>)
Riverine blue pine forests
Wet Bamboo brakes (<i>Bambusa</i> , <i>Neohouzeaua</i>)
b. Herbaceous vegetation
i. Permanently flooded (or waterlogged)
Submerged and/or floating leaved
Cattails (mainly <i>Typha angustata</i>)
Reeds (<i>Phragmites karka</i> , <i>P. australis</i> , <i>Arundo donax</i>)
Tall Emergent (other than reeds and cattails)
(e.g., <i>Ipomoea fistulosa</i>)
Tall sedges (<i>Scirpus</i> , <i>Cyperus</i> , <i>Eleocharis</i>)
ii. Seasonally flooded (or waterlogged)
Submerged and/or floating leaved
Cattails (<i>Typha elephantina</i>)
Reeds (<i>Phragmites karka</i> , <i>Arundo donax</i>)
Tall Emergent (other than reeds and cattails)
(e.g., <i>Ipomoea fistulosa</i>)
Tall sedges (<i>Scirpus</i> , <i>Cyperus</i> , <i>Eleocharis</i>)
Short sedges and grasses (<i>Kyllinga</i> , <i>Eleocharis</i> , <i>Fimbristylis</i>
<i>Paspalum</i> , <i>Echinochloa</i>)
Wet meadows (mostly forbs, <i>Cynodon</i>)
Tall grasses (<i>Vetiveria</i> , <i>Erianthus</i> , <i>Saccharum</i>)
