

Biodiversidade Aquática: Parte I. A Ictiofauna do Distrito Federal

Mauro César Lambert de Brito Ribeiro

Gerencia de Recursos Naturais e Estudos Ambientais do Cerrado – GRAC – DF

Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais – CREN – RJ

Levantamento e Informatização de Dados sobre Recursos Naturais - FAUFL

Introdução

Considerado o Berço das Águas ou a Caixa D'água do Brasil, o Bioma Cerrado abriga as nascentes das principais Regiões Hidrográficas do país. As diversas drenagens que partem do Planalto Central em direção às bacias Amazônica, do Paraná e do São Francisco, entre outras, apresentam grande diversidade de paisagens fisiográficas, habitats e condições ambientais, e abrigam cerca de 780 espécies válidas de peixes.

Esse rico **Capital Natural** tem ótimo potencial para exploração sustentável por diversos setores da sociedade, mas somada a sua alta fragilidade intrínseca e o pouco conhecimento científico disponível, carece da existência de uma rede de Unidades de Conservação genuinamente aquáticas, onde conjuntos representativos de sua biodiversidade possam ser preservados em níveis altos de integridade ecológica. Por outro lado, a expansão da fronteira agrícola, a proliferação de hidrelétricas, em sinergia com os demais usos múltiplos dessas bacias hidrográficas, aumentam a pressão sobre esse **Capital Natural**, sobretudo nas áreas menos protegidas (Figura 1).



Figura 1. Comparações entre as Regiões Hidrográficas, as Unidades de Conservação e o avanço da degradação ambiental no Cerrado.

A região do Distrito Federal e Entorno está localizada na área nuclear do Bioma Cerrado, é drenada pelas cabeceiras daquelas três principais regiões hidrográficas, cujas paisagens representam uma síntese do **potencial natural** e dos **desafios de sustentabilidade** de todo o Bioma. Nesse sentido, o Projeto Levantamentos e Informatização de Dados sobre os Recursos Naturais do Brasil (FAUFL – IBGE), executado pela Gerencia de Recursos Naturais do Cerrado, desenvolve há 20 anos um programa de pesquisas científicas sobre os níveis de organização ecológica e sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos da região sob diferentes usos antrópicos (> 400 estações de

amostragem), que pode fornecer subsídios às políticas de uso e ocupação territorial dessa região (Figura 2).

Pontos de Coleta nas bacias hidrográficas - Distrito Federal -

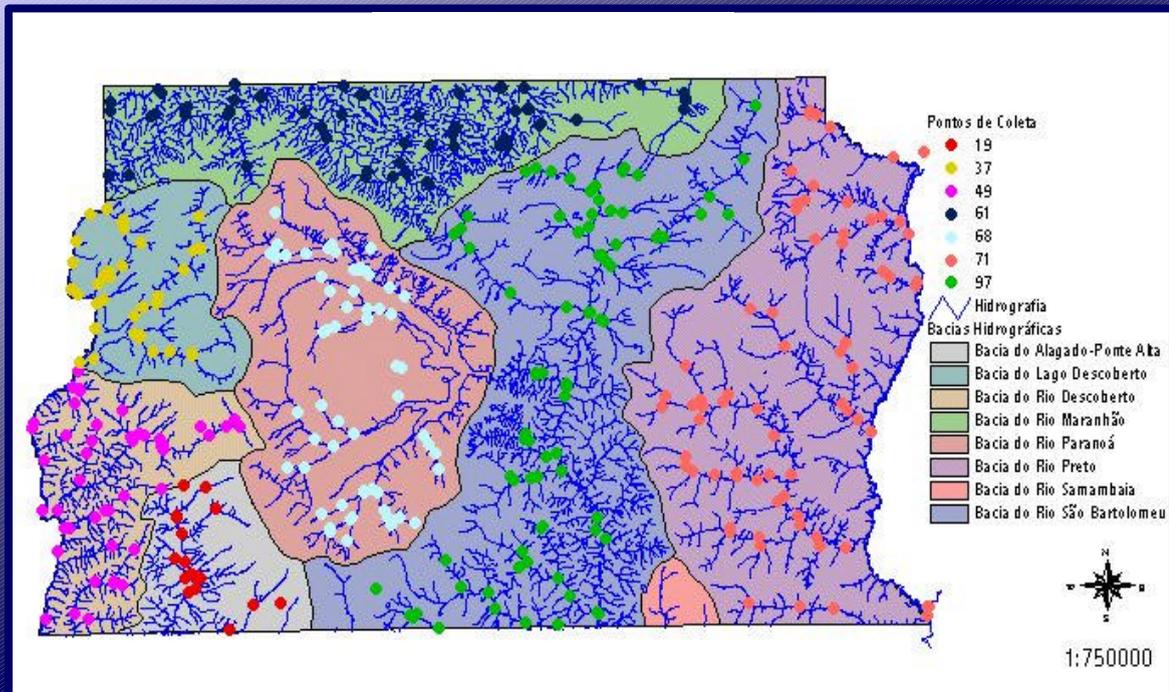


Figura 2. Pontos de amostragem de comunidades de peixes no Distrito Federal (Projeto Levantamento e Informatização de Dados de Recursos Naturais – FAUFL , executado pela Gerencia de Estudos Ambientais do Cerrado – IBGE – Unidade Estadual Distrito Federal)

Este trabalho foi elaborado como parte do apoio do IBGE, no âmbito do Consorcio ZEE Brasil, à consolidação do Projeto Zoneamento Ecológico – Econômico da Região Integrada de Desenvolvimento Econômico do Distrito Federal e Entorno (ZEE – RIDE), coordenado pela Secretaria de Políticas para o Desenvolvimento Sustentável do MMA. Nesta primeira parte, será apresentada uma caracterização sucinta das comunidades de peixes das três regiões hidrográficas do Distrito Federal, e discutidas as bases para a conservação de sua biodiversidade aquática.

A Ictiofauna do rio Corumbá no Distrito Federal no Cenário da Região Hidrográfica do Rio Paraná no Bioma Cerrado

A ictiofauna dos córregos e pequenos rios que drenam a bacia do alto-médio rio Corumbá na Região Metropolitana do Distrito Federal foi amostrada em todas as 22 *Unidades de Drenagem* e nos canais principais de suas quatro sub-bacias: rio São Bartolomeu, rio Descoberto, rio Alagado/Ponte Alta e rio Corumbá.

Com base nas amostras coletadas, que totalizaram 37.138 indivíduos, a bacia do alto-médio rio Corumbá no Distrito Federal apresenta 119 espécies, das quais 104 são nativas. Um total de quinze espécies foram introduzidas na região. Utilizando-se a técnica Jackknife (Heltshel & Forrester 1983), a **riqueza estimada** para o rio Corumbá é de 144 espécies (desvio padrão= 15.44 espécies), indicando que cerca de outras 30 espécies ainda podem vir a ser coletadas na bacia. A amostragem revelou ainda a ocorrência de 57 gêneros, agrupados em 19 famílias e cinco ordens (Tabela 1).

TABELA 01. Riqueza de gêneros e espécies por família, em cada ordem de peixes amostrados na bacia do rio Corumbá na região metropolitana Distrito Federal

ORDEM	FAMÍLIAS	NÚMERO DE GÊNERO	NÚMERO DE ESPÉCIES
<i>CHARACIFORMES</i>	Characidae	16	35
	Crenuchidae	1	10
	Lebiasinidae	1	1
	Erythrinidae	2	1
	Curimatidae	2	4
	Prochilodontidae	1	1
	Anostomidae	3	9
	Parodontidae	2	4
	Subtotal	28	65
<i>GYMNOTIFORMES</i>	Gymnotidae	1	1
	Sternopygidae	1	1
	Apteronotidae	1	1
	Subtotal	3	3
<i>SILURIFORMES</i>	Auchenipteridae	1	1
	Pinelodidae	11	12
	Trychonycteridae	1	1
	Cetopsidae	1	1
	Callichthyidae	2	2
	Loricariidae	5	14
	Subtotal	21	31
<i>CYPRINODONTIFORMES</i>	Rivulidae	2	2
	Subtotal	2	2
<i>PERCIFORMES</i>	Cichlidae	3	3
	Subtotal	3	3
	Total	57	104

Os Characiformes formam o grupo mais importante, com dominância de 83,3% das capturas e incluindo 63,5% das espécies (68), 49,1% dos gêneros (28) e 47,4% das famílias (9). Os Siluriformes formam o segundo grupo em importância, respondendo por 8,4% da abundância, 30% das espécies (31), 36,8% dos gêneros (21) e 31,6% das famílias (6). Gymnotiformes, Perciformes e Cyprinodontiformes formam o restante da comunidade, apresentando um conjunto com oito espécies, oito gêneros e cinco famílias, que rivalizam com os Siluriformes em abundância (8,3%).

Characidae é a família mais importante da bacia, com ampla dominância (77% da abundância, 34,6% das espécies e 28% dos gêneros nativos) e distribuição em todas as sub-bacias. Entre os Characiformes, as demais famílias respondem por apenas 6,3% da abundância, e por 33,7% do número de espécies e 28% do número de gêneros. Entre essas, merecem destaque as famílias Crenuchidae (com 10 espécies e um gênero, que respondem por 2,04% da abundância) e Anostomidae (com 9 espécies distribuídas em três gêneros).

Segunda família em abundância total na bacia (4,9%), Loricariidae apresenta também o segundo maior número de espécies (13,5%) e de gêneros (8,7%). Entre os Siluriformes, as demais famílias registram, em conjunto, apenas 3,56% da abundância total, 16,34% do número de espécies e 27,59% dos gêneros. Merecem destaque as famílias Pimelodidae (com 12 espécies, 11 gêneros e 1,54% da abundância total) e Callichthyidae (com 2 gêneros e duas espécies, que totalizam 2% da abundância).

Rivulidae, com apenas um gênero e uma espécie, constitui a terceira família mais abundante na bacia (3,47%). Por outro lado, cumpre destacar a baixíssima abundância e riqueza de ciclídeos nativos e peixes elétricos (Gymnotidae, Sternopygidae e Apteronotidae) na bacia, bem como de alguns migradores nobres, como Prochilodontidae e Salmininae.

Entre os Siluriformes, *Hypostomus* é o gênero mais importante, ocupando a quarta posição (3,62%), grande diversificação (10 espécies) e ampla distribuição em toda a bacia. *Hoplosternum*, que ocupa a oitava posição (1,92%), tem distribuição mais restrita às sub-bacias do

Lago Paranoá, São Bartolomeu e Descoberto, estando ausente no Alagado/Ponte Alta e no Corumbá. Na décima segunda posição, com 1,13% da abundância total, *Microlepidogaster* só está ausente no rio Corumbá.

Entre as demais ordens, o único gênero de destaque é *Rivulus* (3,47%, quinta posição) com distribuição bastante concentrada na sub-bacia do Lago Paranoá.

Comparações entre a composição de espécies nas diferentes bacias estudadas na Província Alto-Paranaíba no Distrito Federal indicam uma sobreposição superior a 60% entre as principais drenagens com conectividade natural (São Bartolomeu – Alagado – Descoberto), mas baixa similaridade dessas comunidades (inferior a 50%) com aquelas a montante dos represamentos Lago Paranoá e Lago Descoberto (Figura 3). Essas diferenças podem ser atribuídas ao isolamento natural dessas comunidades pelas antigas cachoeiras onde foram construídos os respectivos barramentos.

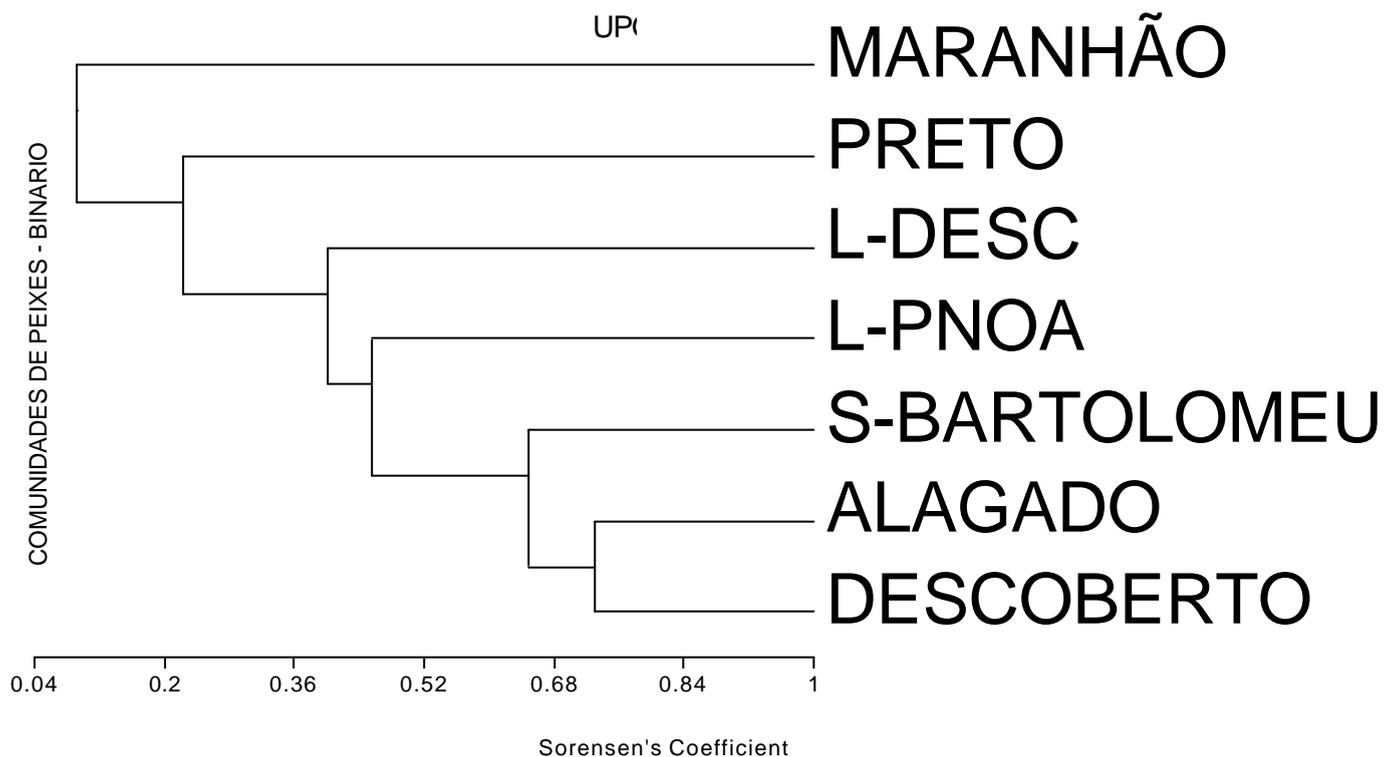


Figura 3. Dendrograma mostrando a similaridade entre a composição de espécies das diferentes bacias amostradas na Província Alto – Paranaíba no Distrito Federal.

Cumprе ressaltar ainda que cerca de 60 espécies apresentam abundância relativa inferior à 0.1%, podendo ser consideradas **raras** na comunidade. Destas, 36 espécies apareceram em somente uma localidade, sendo consideradas como **espécies únicas** na bacia do alto rio Corumbá no Distrito Federal.

Tendo em vista tratar-se de um sistema de cabeceiras, a **riqueza observada** é bastante alta, quando comparada a outros afluentes do rio Paraná (Tabela 2) . Muito embora diferenças metodológicas de amostragem dificultem comparações precisas, Barrella (1998) coletando nos rios Tietê e Paranapanema (área influenciadas pelo Ecótone com Mata Atlântica) encontrou 64 espécies, enquanto os levantamentos de Agostinho et al. (1997) nos rios Piquiri, Iguatemi e Ivinheima, revelaram a presença de 57, 77 e 91 espécies de peixes, respectivamente, e Beaumord & Petrere (1994) encontraram 80 espécies no rio Manso (Província Alto-Paraguai).

TABELA 2. Comparações entre riqueza de espécies, de gêneros e de famílias nativas em tributários da bacia do Paraná, nas Províncias ictiográficas do Alto Paranaíba (rio Corumbá), Alto Paraná (rio Tietê, Paranapanema, Ivinheima, Piquiri e Iguatemi) e Alto Paraguai (rio Manso).

ECO-REGIÕES DA BACIA DO PARANÁ	NÚMERO DE ESPÉCIES	NÚMERO DE GÊNERO	NÚMERO DE FAMÍLIAS
Rio Corumbá – Distrito Federal	104	57	19
Rios Tietê e Parapanema	64	46	22
Rio Ivinheima	91	66	23
Rio Piquiri	57	38	15
Rio Iguatemi	77	55	23
Rio Manso	35	32	15
Bacia do Paraná no Cerrado	176	134	27

A riqueza de gêneros também é relativamente alta (57) na bacia do Alto rio Corumbá, rivalizando com a do rio Iguatemi (55), sendo inferior apenas à do rio Ivinheima (66). Por outro lado, o número de famílias é relativamente mais baixo que o daquelas bacias, marcada pela ausência de alguns grupos importantes, como Cynodontidae (Characiformes), Rhamphichthyidae e Hypopomidae (Gymnotiformes), Doradidae, Ageneiosidae, Aspredinidae e Scoloplacidae (Siluriformes), além de Symbranchidae (Perciformes).

Britski (1998) relaciona 176 espécies, 134 gêneros e 27 famílias válidas para as bacias de drenagem do rio Paraná na região do Cerrado (Províncias do Alto Paranaíba e Alto Paraná). Estima-se, com base no presente estudo, que essa lista será acrescida em cerca de 30% com a inclusão das novas espécies descobertas no alto-médio rio Corumbá no Distrito Federal. Comparações preliminares entre essas comunidades com aquelas amostradas nas demais bacias da Região Hidrográfica do rio Paraná no Bioma Cerrado apontam para uma baixa sobreposição (inferior a 10% das espécies). A sobreposição de espécies diminui acentuadamente em direção às cabeceiras desses sistemas, onde notadamente o alto rio Corumbá no Distrito Federal apresenta uma ictiofauna bastante diferenciada.

A Ictiofauna do rio Maranhão no Distrito Federal no Cenário da Região Hidrográfica do Rio Tocantins no Bioma Cerrado

A ictiofauna dos córregos e pequenos rios que drenam a bacia do alto-médio rio Maranhão na Região Metropolitana do Distrito Federal foi amostrada em todas as sete *Unidades de Drenagem* que compõem este estudo no alto rio Maranhão.

Com base nas amostras coletadas, que totalizaram 36.138 indivíduos, a bacia do alto-médio rio Maranhão apresenta 110 espécies, das quais 107 são nativas. Apenas duas espécies foram introduzidas na região. Utilizando-se a técnica Jackknife (Heltsh & Forrester 1983), a riqueza estimada para o rio Maranhão é de 142 espécies (desvio padrão= 16.08 espécies), indicando que cerca de outras 32 espécies ainda podem vir a ser coletadas na bacia. A amostragem revelou ainda a ocorrência de 53 gêneros, agrupados em 18 famílias e cinco ordens (Tabela 3).

TABELA 3. Riqueza de gêneros e espécies por família, em cada ordem de peixes amostrados na bacia do rio Tocantins na região metropolitana Distrito Federal

ORDEM	FAMÍLIAS	NÚMERO DE GÊNERO	NÚMERO DE ESPÉCIES
<i>CHARACIFORMES</i>	Characidae	14	36
	Erythrinidae	1	2
	Curimatidae	2	3
	Crenuchidae	1	6
	Anostomidae	2	9
	Parodontidae	1	2
	Prochilodontidae	1	1
	Hemiodidae	1	1
	Gasteropelecidae	1	1
	Serrasalminidae	4	8

	Subtotal	28	69
GYMNOTIFORMES	Sternopygidae	1	1
	Subtotal	1	1
SILURIFORMES	Auchenipteridae	1	1
	Pimelodidae	5	8
	Trychoncteridae	1	2
	Cetopsidae	1	1
	Loricariidae	10	22
	Subtotal	18	34
CYPRINODONTIFORMES	Rivulidae	1	1
	Poeciliidae	1	1
	Subtotal	2	2
PERCIFORMES	Cichlidae	4	4
	Subtotal	4	4
	Total	53	110

Os Characiformes formam o grupo mais importante (Tabela 17), com dominância de 80,18% das capturas e incluindo 62,68% das espécies (71), 50% dos gêneros (28) e 50% das famílias (9). Os Siluriformes formam o segundo grupo em importância, respondendo por 13,37% da abundância, 30,97% das espécies (35), 37,5% dos gêneros (21) e 27,7% das famílias (5). Gymnotiformes, Perciformes e Cyprinodontiformes formam o restante da comunidade, apresentando um conjunto com seis espécies, sete gêneros e quatro famílias, que representam apenas metade (6,45%) da abundância total dos Siluriformes.

Characidae é a família mais importante da bacia, com ampla dominância (67,71% da abundância, 33,63% das espécies e 26,79% dos gêneros nativos) e distribuição em todas as sub-bacias. Entre os Characiformes, as demais famílias respondem por outros 17,24% da abundância total, e por 29,20% do número de espécies e 23,21% do número de gêneros. Entre essas, merecem destaque as famílias Anostomidae (com 9 espécies, distribuídas em dois gêneros, respondendo por 1,14% da abundância total), Serrasalminidae (com 8 espécies e 4 gêneros, totalizando 0,85% da abundância) e Crenuchidae (com 6 espécies e um gênero, que respondem por 8,61% da abundância total).

Segunda família em abundância total na bacia (8,78%), Loricariidae apresenta também o segundo maior número de espécies (20,35%) e de gêneros (21,42%). Entre os Siluriformes, as demais famílias registram, em conjunto, apenas 4,59% da abundância total, 10,62% do número de espécies e 16,07% dos gêneros. Merece destaque apenas a família Pimelodidae (com 8 espécies, 5 gêneros e 1,11% da abundância total).

Poeciliidae, com apenas um gênero e uma espécie exótica, constitui a quarta família mais abundante na bacia (5,27%). Por outro lado, cumpre destacar a baixíssima abundância e riqueza de ciclídeos nativos e de peixes elétricos (representados apenas pela família Sternopygidae) na bacia, bem como de alguns migradores nobres, como Prochilodontidae e Salmininae.

Tendo em vista tratar-se de um sistema de cabeceiras, a riqueza observada é bastante alta, quando comparada a outros afluentes do rio Tocantins (Tabela 4). Muito embora diferenças metodológicas de amostragem dificultem comparações precisas, os resultados apresentados na tabela 16 indicam que a riqueza dos diferentes níveis taxonômicos da comunidade de peixes da bacia do alto rio Maranhão na Região Metropolitana do Distrito Federal é semelhante àquela encontrada por Carvalho (1988) para o alto rio Araguaia, e representa cerca de 1/3 da biodiversidade taxonômica do rio Tocantins no Bioma Cerrado.

TABELA 4. Comparações entre riqueza de espécies, de gêneros e de famílias nativas em diferentes eco-regiões da bacia do rio Tocantins.

ECO-REGIÕES DA BACIA DO ALTO TOCANTINS	NÚMERO DE ESPÉCIES	NÚMERO DE GÊNERO	NÚMERO DE FAMÍLIAS
Rio Tocantins (Bioma Cerrado)	360	195	41
Alto Rio Araguaia	114	64	24
Alto Rio Maranhão (DF)	110	53	18

Britski (1998) relaciona 176 espécies, 134 gêneros e 27 famílias válidas para as bacias de drenagem do rio Tocantins na região do Cerrado (Províncias do Alto Paranaíba e Alto Tocantins). Estima-se, com base no presente estudo, que essa lista será acrescida em cerca de 30% com a inclusão das novas espécies descobertas no alto-médio rio Maranhão. Comparações preliminares entre a composição de espécies nas diferentes sub-bacias estudadas nas Províncias Alto-Tocantins e Alto Maranhão no Distrito Federal indicam uma sobreposição inferior a 10%, com as espécies em comum restritas, sobretudo, aos canais principais daqueles tributários. A sobreposição de espécies diminui acentuadamente em direção às cabeceiras desses sistemas, onde notadamente o rio Maranhão apresenta uma ictiofauna bastante diferenciada.

A Ictiofauna do rio Preto no Cenário da Bacia do Rio São Francisco

A ictiofauna dos córregos e pequenos rios que drenam a bacia do alto-médio rio Preto na Região Metropolitana do Distrito Federal foi amostrada em todas as dezoito *Unidades de Drenagem* que compõem este estudo.

Com base nas amostras coletadas, que totalizaram 5.889 indivíduos, a bacia do alto-médio rio Preto apresenta 71 espécies, das quais 68 são nativas. Apenas três espécies foram introduzidas na região. Utilizando-se a técnica Jackknife (Heltshe & Forrester 1983), a riqueza estimada para o rio Preto é de 97 espécies (desvio padrão = 3.25 espécies), indicando que cerca de outras 26 espécies ainda podem vir a ser coletadas na bacia. A amostragem revelou ainda a ocorrência de 33 gêneros, agrupados em 13 famílias e cinco ordens (Tabela 5).

TABELA 5. Riqueza de gêneros e espécies por família, em cada ordem de peixes amostrados na bacia do rio Preto na região metropolitana Distrito Federal.

ORDEM	FAMÍLIAS	NÚMERO DE GÊNERO	NÚMERO DE ESPÉCIES
CHARACIFORMES	Characidae	10	22
	Erythrinidae	1	2
	Curimatidae	2	3
	Crenuchidae	1	8
	Anostomidae	2	4
	Prochilodontidae	1	1
	Subtotal	17	40
GYMNOTIFORMES	Sternopygidae	2	2
	Subtotal	2	2
SILURIFORMES	Pimelodidae	5	8
	Trychoncyteridae	1	1
	Cetopsidae	1	1
	Loricariidae	3	13
	Subtotal	10	23
CYPRINODONTIFORMES	Poeciliidae	1	2
	Subtotal	1	2
PERCIFORMES	Cichlidae	3	4
	Subtotal	3	4
	Total	33	71

Os Characiformes formam o grupo mais importante (Tabela 29), com dominância de 87,64% das capturas e incluindo 30,99% das espécies (22), 51% dos gêneros (17) e 46,15% das famílias (6). Os Siluriformes formam o segundo grupo em importância, respondendo por 12% da abundância, 32,39% das espécies (23), 37,5% dos gêneros (10) e 30,76% das famílias (4). Gymnotiformes, Perciformes e Cyprinodontiformes formam o restante da comunidade, apresentando um conjunto com oito espécies, seis gêneros e três famílias, que representam apenas 0,36% da abundância total.

Characidae é a família mais importante da bacia, com ampla dominância (77,04% da abundância, 30,99% das espécies e 32,25% dos gêneros nativos) e distribuição em todas as sub-bacias. Entre os Characiformes, as demais famílias respondem por outros 10,6% da abundância total, e por 25,35% do número de espécies e 22,58% do número de gêneros. Entre essas, merecem destaque as famílias Anostomidae (com 4 espécies, distribuídas em dois gêneros, respondendo por 2,5% da abundância total), Curimatidae (com 3 espécies e 2 gêneros, totalizando 2,84% da abundância) e Crenuchidae (com 8 espécies e um gênero, que respondem por 4,71% da abundância total).

A segunda família em abundância total na bacia (9,22%), Loricariidae apresenta também o segundo maior número de espécies (18,30%) e apenas três gêneros (9,62% dos gêneros nativos). Entre os Siluriformes, as demais famílias registram, em conjunto, apenas 2,78% da abundância total, 14,08% do número de espécies e 22,58% dos gêneros. Merece destaque apenas a família Pimelodidae (com 8 espécies, 5 gêneros e 2,65% da abundância total).

Poeciliidae, com apenas um gênero e duas espécies exóticas, constitui uma das famílias menos abundantes na bacia (0,07%). Cumpre destacar também a baixíssima abundância e riqueza de ciclídeos nativos e de peixes elétricos (representados apenas pela família Sternopygidae) na bacia, bem como de alguns migradores nobres, como Prochilodontidae e Salmininae.

Tendo em vista tratar-se de um sistema de cabeceiras, a riqueza observada é bastante alta, quando comparada a outros afluentes do rio São Francisco (Tabela 6). Muito embora diferenças metodológicas de amostragem dificultem comparações precisas, os resultados apresentados na tabela 1 indicam que a riqueza dos diferentes níveis taxonômicos da comunidade de peixes da bacia do alto rio Preto na Região Metropolitana do Distrito Federal é proporcionalmente semelhante àquela encontrada nas demais bacias do Distrito Federal, e englobam cerca de metade da diversidade de famílias e espécies e 1/3 dos gêneros do rio São Francisco no Bioma Cerrado.

TABELA 6. Comparações entre riqueza de espécies, de gêneros e de famílias nativas em diferentes eco-regiões da bacia do rio Preto.

ECO-REGIÕES DA BACIA DO SÃO FRANCISCO	NÚMERO DE ESPÉCIES	NÚMERO DE GÊNERO	NÚMERO DE FAMÍLIAS
Rio S. Francisco (área do cerrado)	153	90	26
Alto Rio Preto	71	33	13

Britski (1998) relaciona 153 espécies, 90 gêneros e 26 famílias válidas para as bacias de drenagem do rio São Francisco na região do Cerrado (Províncias do Alto Paranaíba e Alto São Francisco). Estima-se, com base no presente estudo, que essa lista será acrescida em cerca de 30% com a inclusão das novas espécies descobertas no alto-médio rio Preto. Comparações preliminares entre a composição de espécies nas diferentes sub-bacias estudadas nas Províncias Alto-São Francisco e Alto Rio Preto no Distrito Federal indicam uma sobreposição inferior a 10%, com as espécies em comum restritas, sobretudo, aos canais principais daqueles tributários. A sobreposição de espécies diminui acentuadamente em direção às cabeceiras desses sistemas, onde notadamente o rio Preto apresenta uma ictiofauna bastante diferenciada.

DISCUSSÃO

Padrões de Distribuição das Comunidades de Peixes no Distrito Federal

Apesar da altitude, da área relativamente pequena, e de suas pequenas drenagens, o Distrito Federal apresenta uma fauna de peixes bastante diversificada (234 espécies – 90 gêneros e 23 famílias nativas). Destaca-se ainda a grande quantidade de prováveis endemismos, expressa na ocorrência de cerca de 60 espécies únicas (uma única coleta em cerca de 400 pontos amostrados).

O desenvolvimento de conceitos unificadores que forneçam paradigmas ecológicos para comparações entre comunidades dentro e entre sistemas ainda está na sua infância. No entanto, três conceitos, rio continuum (Vannote et al. 1980), pulso hidrológico (Junk et al. 1989) e dinâmica de manchas (Naiman et al. 1988; Pringle et al. 1988), têm potencial para orientar a formulação de hipóteses visando identificar mecanismos dominantes (especialmente os que operam em escala espaço-temporais adjacentes), além de melhorar as classificações nas diversas escalas existentes, de modo a possibilitar predições úteis para a conservação e o manejo em sistemas apropriados (Bayley & Li 1996).

De acordo com a teoria do rio continuum, das cabeceiras para a foz, os rios apresentam um gradiente contínuo de condições físicas, que propiciam uma série de respostas da biota, resultando em ajustes contínuos das comunidades, consistentes com os padrões de carga, transporte, utilização e estocagem de matéria orgânica ao longo do rio. Baseados na teoria do equilíbrio energético dos geomorfologistas fluviais, Vannote et al. (1980) estabeleceram por hipótese, que as características funcionais e estruturais das comunidades aquáticas estão adaptadas a este continuum das variáveis físicas; as comunidades também formam um continuum, com a finalidade de processar a energia com eficiência máxima, com as comunidades de jusante estando adaptadas à capitalizar as ineficiências de processamento de montante.

Ao contrário da teoria do rio contínuo, Junk et al. (1989) demonstraram que em sistemas rio-planície de inundação, a principal força responsável pela existência, produtividade e interações entre a biota é o pulso hidrológico. As planícies de inundação são distintas por não dependerem das ineficiências de processamento da matéria orgânica de montante, embora seu conteúdo de nutrientes seja influenciado periodicamente por trocas laterais de água, sedimentos e espécies com o canal principal. O conceito do "pulso hidrológico" é distinto, pois os fluxos internos independem da posição da planície na bacia de drenagem.

Embora ambos os conceitos tenham sido concebidos para atuar até a escala da bacia hidrográfica, eles são mutuamente excludentes nos segmentos de baixo gradiente do potamon, onde o pulso hidrológico reconhece a natureza periódica das interações entre o ciclo de cheias e secas e, a planície de inundação, que influenciam as adaptações das comunidades bióticas. O conceito do Pulso Hidrológico tem também certa importância no rithron de alto gradiente de riachos e pequenos rios que nascem ou são margeados por áreas inundadas, mas neste segmento o conceito do rio continuum fornece uma descrição mais apropriada. No entanto, o conceito original do continuum deve adaptar-se às (a) diferenças nas matas ciliares do rithron; (b) transportes ascendentes de nutrientes e biomassa através das migrações de peixes e, (c) descontinuidades espaciais, formando um mosaico de manchas ou fragmentos.

Considerar o rithron como um mosaico de manchas longitudinais e laterais, fornece uma nova perspectiva para a compreensão da dinâmica de suas comunidades. Os mecanismos que controlam a distribuição espaço-temporal das comunidades podem ser investigados em diversas escalas, por meio do exame das interrelações básicas de manchas homogêneas do sistema. Esta abordagem pode então complementar aquelas teorias unificadoras que enfatizam os controles longitudinais e laterais do sistema.

Os dados apresentados neste trabalho sugerem a existência de controle longitudinal dentro das unidades hidrográficas, com ajustes das comunidades associados à ordem de drenagem,

que representariam “manchas espaciais naturais”. Entretanto, ao longo de uma mesma “mancha natural ou ordem de drenagem” ocorrem modificações nas comunidades relacionadas com modificações locais nos habitats aquáticos naturais ou de origem antrópica, que interrompem o “continuum dentro da mancha”, ocasionando a formação de um “mosaico de manchas”, que parece representar a melhor perspectiva para a compreensão dos padrões de funcionamento desses sistemas.

Critérios e Indicadores de Integridade Ecológica

Para analisar os efeitos de fatores estressores sobre as unidades ambientais e a biota aquática associada é necessário considerar a natureza, a época, a frequência, a magnitude e a abrangência (relativa à escala) dos distúrbios e, as adaptações regionais (Freeman et al. 1988).

As comunidades bióticas das cabeceiras estão co-adaptadas às condições impostas por flutuações naturais mais bruscas e menos previsíveis do que aquelas que ocorrem no potamon. Enchurradas de grande magnitude, durante períodos normais de pico de descarga e dentro de limites típicos, não causam impacto à biota co-adaptada à essas contingências sazonais (Resh et al. 1988). No entanto, se esses eventos ocorrerem durante a seca, podem causar distúrbios graves nas comunidades. Em sistemas de cabeceiras, como os do Cerrado, distúrbios como enchurradas e secas são eventos frequentes e, se medidos em escalas pequenas (habitats e dias), parecem provocar modificações aleatórias na composição das comunidades (que seriam ditas estocásticas); mas se examinados em escalas maiores (segmentos e anos), as comunidades parecem relativamente estáveis (Matthews et al. 1988). Nesses ambientes, distúrbios intermitentes e de baixa previsibilidade parecem reestabelecer os mecanismos que mediam as interações competitivas e predatórias. Cumpre ainda enfatizar que, ao longo do rithron, as comunidades são influenciadas sobretudo pelos eventos que ocorrem a montante e os processos laterais da mata ciliar ou áreas alagadas adjacentes tendem à tamponar parcialmente as influências da bacia de drenagem, sendo importantes para a manutenção da integridade desses sistemas.

Essas evidências indicam que os níveis de organização desses ecossistemas não são estáveis. Flutuações co-adaptadas e distúrbios periódicos, causam oscilações correspondentes na biota aquática dentro de limites aceitáveis de integridade ecológica (Figura 4a).

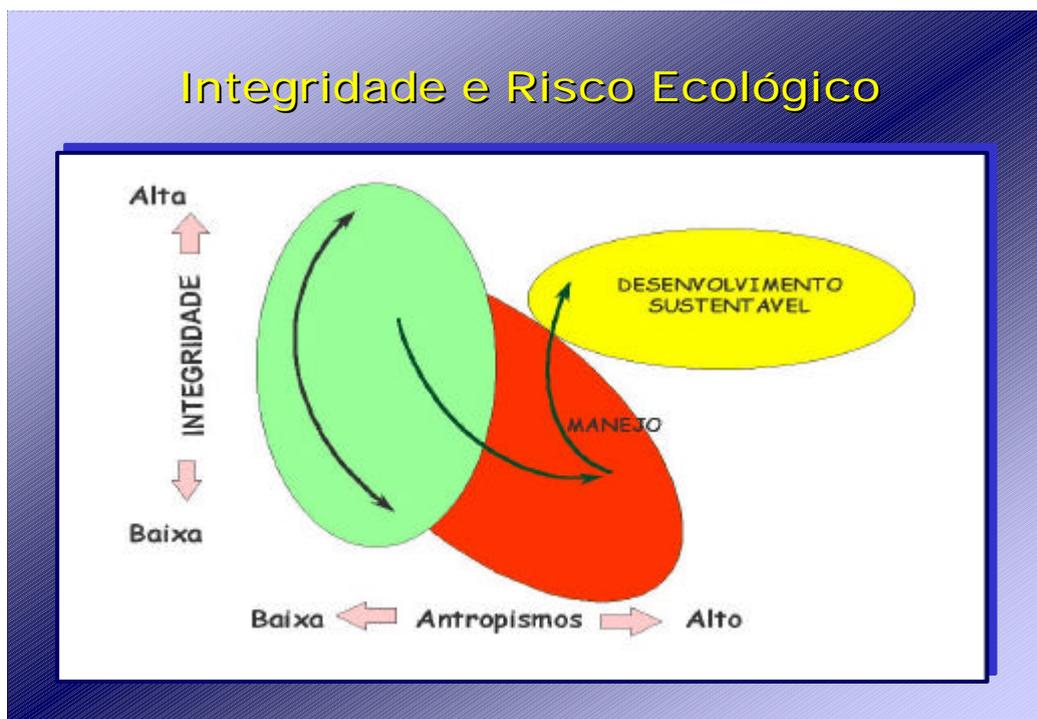


Figura 4. Representação gráfica dos níveis de integridade ecológica e cultural dos sistemas sob diferentes intensidades de artificialização da paisagem nas bacias hidrográficas: (a) Dentro de unidades de conservação (Elipse verde), (b) Áreas sob níveis crescentes de pressão antrópicas (Elipse vermelha), (c) Áreas manejáveis (Elipse amarela).

Alterações antrópicas diretas nos ecossistemas aquáticos (usos diversos da água para navegação, geração de energia, depósito de poluentes, irrigação, controle de inundações, introduções de espécies exóticas, etc...) ou indiretas nas bacias de drenagem (desmatamentos, assoreamento, agricultura da terra firme, pastagens, e outras degradações difusas) ocasionam modificações na estrutura e nos processos desses ecossistemas, interferindo de forma diferenciada na capacidade de sobrevivência das diferentes espécies da comunidade.

As respostas das comunidades de peixes a esses fatores estressores acontece na seguinte sequência: eliminação das principais espécies migratórias; progressiva eliminação dos elementos maiores da comunidade; redução do tamanho médio; redução da qualidade das capturas; substituição de espécies nativas por espécies exóticas; flutuações nas capturas; redução nas capturas; e aumento da necessidade de intervenção humana para manter o sistema (Welcomme 1995). Estas modificações diminuem a integridade ecológica desses sistemas, que passam a flutuar em níveis de organização progressivamente mais baixos (Fig. 4b).

Por outro lado, a restauração de habitats/comunidades previamente alteradas ou interferências antrópicas mais adequadas à esses sistemas, caracterizadas como “usos sustentáveis”, poderiam alternativamente produzir flutuações menos intensas, mas em torno de níveis aceitáveis de integridade ecológica (embora nunca tão altos como nos sistemas primitivos), de modo a alcançar o “melhor dos dois mundos” ou seja, a compatibilização de usos humanos adequados com comunidades balanceadas e auto-reguladas (Fig. 4c).

Existe ainda muita controvérsia sobre quais fatores (bióticos ou abióticos) controlam a estrutura das associações de peixes. Ou seja, se mudanças em uma espécie afetam as respostas das demais espécies associadas. Quando as interações, como competição e predação são fortes (como no potamon), presume-se que a perda ou adição de espécies modifique a estrutura daquelas remanescentes. Por outro lado, se as forças físicas são muito dinâmicas (como no rithron ou em áreas submetidas à forte pressão antrópica), é provável que os fatores bióticos não apresentem respostas em tempo suficientemente curto para intervir.

Os efeitos e a restauração de distúrbios nas unidades ambientais e nas comunidades dependem da escala. Os microhabitats são mais sensíveis aos distúrbios antropogênicos, mas são também mais rápidos de serem restaurados. Por outro lado, impactos nos rios provenientes da bacia de captação podem se manifestar por centenas de anos. Exemplos bem sucedidos de restauração de microhabitats, habitats e segmentos de rios advêm sobretudo da parte central dos Estados Unidos. Em geral, os procedimentos mitigatórios de melhor custo-benefício são aqueles que imitam e aceleram os processos naturais de restauração, enquanto soluções de engenharia são mais complicadas e caras a longo prazo.

Tentativas de mitigação de impactos com a introdução de espécies exóticas ou através de peixamentos com espécies nativas provenientes de laboratório têm tido grande apelo popular nas últimas décadas. No entanto, são as piores armas, pois causam mais problemas do que soluções, e o tratamento é irreversível (Ross 1997).

Espécies exóticas têm contribuído para dizimação local de muitas comunidades nativas, especialmente em áreas sob pressão de desenvolvimento (Moyle & Williams 1990). As interações entre as espécies exóticas e nativas implica, geralmente, em predação ou competição, mas a transferência de doenças tem crescido à taxas alarmantes. Parasitas carregados em hospedeiros resistentes podem facilitar sua invasão ao infectarem competidores nativos. Além disso, espécies introduzidas podem hibridizar com espécies nativas se os dois taxa forem próximos. O fluxo gênico das espécies exóticas para o genoma das espécies nativas pode interromper as sequências genéticas que permitem às nativas permanecerem bem adaptadas às condições específicas de seu nicho ambiental (Krueger & May 1991). Além disso, com a diminuição da abundância das nativas,

ocorre perda de variabilidade genética tornando-as ainda menos aptas à se ajustar às condições ambientais variáveis.

Peixamentos com espécies nativas, visando incrementar populações deplecionadas, à partir de matrizes criadas em laboratório, têm sistematicamente fracassado. No entanto, essa estratégia “mitigatória” continua sendo enfatizada, sobretudo em reservatórios ou para restaurar espécies ameaçadas de extinção. Como poucos peixes são utilizados como matrizes reprodutivas em laboratório, acabam acontecendo retrocruzamentos que diminuem a variabilidade genética e, conseqüentemente, diminuem a adaptabilidade da pequena população sob restauração.

O crescente desenvolvimento de novos “pacotes tecnológicos” para a criação de espécies nativas, renova constantemente a motivação para outros peixamentos. Neste sentido, as agências de desenvolvimento interessadas costumam argumentar que (a) os sistemas aquáticos estão se tornando tão perturbados que inviabilizarão a exploração pesqueira se não houver suplementação dos estoques; (b) aumentos crescentes da demanda por pescado nativo requerem suplementação dos estoques. Esse enfoque visa favorecer alguns grupos de interesse, enquanto ignoram ou mesmo excluem as possibilidades de conservação efetiva das comunidades nativas.

Dentro dessa perspectiva, a formação de pequenas manchas de descontinuidade espacial ao longo das unidades hidrográficas, fazendo com que a comunidade de um determinado segmento se pareça mais com a de um segmento localizado em outra unidade hidrográfica, do que com a de outros segmentos dentro da mesma “mancha espacial natural”, deve ser examinado com cautela. Se a descontinuidade for causada por padrões de raridade das espécies e pouca abundância ou por modificações naturais dos substratos nos habitats aquáticos, devem ser consideradas como “variações esperadas” para aquela “mancha natural”. Neste caso, a comunidade do referido segmento deve manter-se com organização compatível com a esperada para uma “mancha natural ou ordem de drenagem” correspondente. Caso as modificações reflitam alterações nesse padrão de organização (por exemplo, com segmentos de terceira ordem mais semelhantes à outros de segunda ordem, da mesma unidade hidrográfica ou de unidade distinta), podem ser consideradas como “impactos antrópicos”.

Com base neste critério, decorrente dos padrões de variação da riqueza e abundância das espécies detectados neste estudo, cada segmento amostrado ao longo das unidades hidrográficas será examinado pelo índice de integridade ecológica que será desenvolvido na próxima etapa deste trabalho, com a utilização dos indicadores ecológicos apresentados em Ribeiro (1994), modificados para as condições características de cada sub-bacia amostrada.