

FILIPPE MARCEL FERNANDES GONÇALVES

**AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DA POLUIÇÃO
SOBRE A ATIVIDADE ALIMENTAR DE
Astyanax fasciatus E A DIVERSIDADE DA
ICTIOFAUNA DO RIBEIRÃO CLARO – SP.**

Filipe Marcel Fernandes Gonçalves

Avaliação dos efeitos da poluição sobre a atividade
alimentar de *Astyanax fasciatus* e a diversidade da ictiofauna do
Ribeirão Claro - SP

Orientador: Prof. Dr. Roberto Goitein

Co-orientador: Dr. Leandro Muller Gomiero

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao
Instituto de Biociências da Universidade Estadual
Paulista “Júlio de Mesquita Filho” - Campus de
Rio Claro, para obtenção dos graus de Bacharel e
Licenciado em Ciências Biológicas.

Rio Claro
2009

597
G635a Gonçalves, Filipe Marcel Fernandes
 Avaliação dos efeitos da poluição sobre a atividade alimentar de
 Astyanax fasciatus e a diversidade da ictiofauna do Ribeirão Claro - SP /
 Filipe Marcel Fernandes Gonçalves. - Rio Claro : [s.n.], 2009
 132 f. : il., figs., gráfs., tabs., fots.

 Trabalho de conclusão de curso (Licenciatura e Bacharelado -
 Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de
 Biociências de Rio Claro
 Orientador: Roberto Goitein
 Co-Orientador: Leandro Muller Gomiero

 1. Peixe. 2. Ecologia. 3. Lambari do rabo vermelho. 4. Alimentação.
 5. Fator de condição. 6. Esgoto. I. Título.

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP
Campus de Rio Claro/SP

Aos meus pais,
meus avós e
meu irmão

Agradecimentos

Agradeço ao meu orientador Roberto Goitein pela oportunidade da realização deste trabalho, pela confiança e respeito em todos os momentos que estivemos juntos.

Ao meu co-orientador e amigo Leandro Muller Gomiero, pelo auxílio nas coletas e na parte laboratorial, pelas discussões e broncas que auxiliaram no desenvolvimento deste trabalho.

Ao meu amigo Gilberto (C-ilá) pelo auxílio no laboratório e nas coletas no esgoto, por que “Se deu pobrema na pesca, chama o Gil”.

À Eleni e ao Carlos pelo auxílio nas análises da água.

Agradeço também a todos os professores da UNESP, principalmente o professor Victor por todo o conhecimento transmitido dentro e fora da sala de aula.

Aos meus antigos orientadores Nivar Gobbi e Marcelo Harada (Beliche). Muito do que eu aprendi foi graças à vocês. Muito obrigado mesmo.

Às minhas amigas, Mariana (Mangá), Andréa (Déia), Maíra (Descolada), Joana (Lanterna) e Bianca (Anzol).

Aos meus queridos amigos e irmãos de turma, Renato (Bill), Ives (Xaxim), Franco (Japs), Luiz Felipe (Momo), Alan (Playmobil), Rodrigo (Latino), Marcelo (Charles), Rodrigo Justino (Sombra) e Eduardo (Dunha) e claro, à extinta Zeca-Feira. Sem vocês a graduação não teria graça.

Enfim, à turma de Ciências Biológicas 2005.

Aos clássicos e belíssimos jogos de futebol nas noites de segundas ou terças-feiras.

Aos meus veteranos e amigos, Fred, Harry, Matheus, Bixão, Bacaxi, Jaú, Chal e Hemorróida.

Aos meus bixos e amigos Rafael (Fii), Thalles (Confirma) e Abigail (Biga) pela amizade e pelo auxílio nas coletas.

Agradeço também meus amigos e irmãos de Rio Claro, por toda amizade que temos há mais de quinze anos.

Ao meu amigo Landi e aos meus primos Rafael e Graziela, por também me ajudarem nas coletas.

Também quero agradecer muito à minha querida namorada Paula, pelo amor, apoio, força, carinho e pelos conselhos em todos os momentos que estivemos juntos. Sem você este trabalho teria sido muito mais difícil. Te amo.

Agradeço principalmente aos meus queridos pais, Valdir e Maria e à minha querida avó Irene. Obrigado pelas orações, apoio, confiança, amor e carinho demonstrados em toda minha vida. Muito obrigado pelos ensinamentos, conselhos e oportunidades, enfim, por tudo o que me ofereceram. Agradeço também ao meu irmão Lucas pela amizade e companheirismo. Amo vocês.

Enfim, agradeço a todos que de uma maneira geral me acompanharam durante a vida e me ajudaram na realização deste trabalho.

Muito Obrigado!

*There are places I remember
All my life though some have changed
Some forever not for better
Some have gone and some remain
All these places have their moments
With lovers and friends I still can recall
Some are dead and some are living
In my life I've loved them all*

In my life – The Beatles

*When the night has come
And the land is dark
And the moon is the only light we'll see
No I won't be afraid, no I won't be afraid
Just as long as you stand, stand by me*

Stand by me – Ben E. King

*Hey Satan! Paid my dues
Playin' in a rockin' band
Hey mama! Look at me
I'm on my way to the promise land
I'm on the highway to hell
Highway to hell*

Highway to hell – AC/DC

*Eu que não me sento
No trono de um apartamento
Com a boca escancarada
Cheia de dentes
Esperando a morte chegar*

Ouro de tolo – Raul Seixas

*Meus heróis morreram de overdose
Meus inimigos estão no poder
Ideologia! Eu quero uma prá viver*

Ideologia – Cazuza

Resumo

Devido à alta ação antrópica em rios, lagos e mares, a ictiofauna sofre sérios impactos que podem prejudicar sua dinâmica populacional. No interior do estado de São Paulo, muitos municípios captam águas superficiais para o abastecimento urbano e lançam seus efluentes à jusante da captação. Pode-se dizer que o mesmo acontece com o município de Rio Claro. O presente trabalho de conclusão de curso avaliou os efeitos da poluição de despejos orgânicos sobre a diversidade da ictiofauna e a alimentação, a reprodução e o fator de condição de *Astyanax fasciatus*, levando em consideração a sazonalidade e a variação de parâmetros físico-químicos da água comparando dois pontos do Ribeirão Claro (Rio Claro – SP) no interior da “Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade”: um à jusante da captação d’água da cidade (área menos poluída) e outro logo após o despejo dos esgotos (área mais poluída).

Foram coletados no total 1274 exemplares distribuídos em 26 espécies de peixes nas quatro coletas realizadas. No ponto 1 – área menos poluída, foram coletados 1121 exemplares de 26 espécies nas estações cheia e seca. Na estação cheia foram capturados 401 indivíduos pertencentes a 19 espécies, enquanto que na estação seca foram coletados 720 indivíduos distribuídos em 24 espécies. No ponto 2 – área mais poluída, foram coletados 153 exemplares de 14 espécies. Na estação cheia, foram capturados 141 indivíduos distribuídos em 11 espécies, enquanto que na estação seca foram coletados 12 indivíduos pertencentes a 6 espécies.

Dentre os parâmetros estudados, oxigênio dissolvido e coliformes fecais foram um dos mais discrepantes entre os dois pontos e entre as coletas, auxiliando assim, na caracterização do ambiente estudado. No ponto 1, o valor de oxigênio variou de 5,22 a 8,03 mg/l, já no ponto 2 este parâmetro variou de 2,77 a 5,9 mg/l. Os valores de coliformes fecais variaram de 501,2

a 17329 em 100 ml no ponto 1 – antes do despejo de esgoto, e 41000 a 2224000 em 100 ml no ponto 2 – após o despejo de esgoto.

Para o estudo da atividade alimentar foi escolhido o lambari do rabo vermelho – *Astyanax fasciatus*, pois esta espécie é relativamente tolerante à degradação ambiental e se apresentou como uma das espécies mais abundantes do Ribeirão Claro.

Na estação cheia no ponto 1 foram encontrados 34 diferentes tipos de itens alimentares em 72 estômagos analisados. Os itens que mais ocorreram na dieta de *A. fasciatus* no ponto 1 na estação cheia foram larvas de Chironomidae, pupas de Culicidae e escamas. Ainda, relatou-se que em 56 estômagos foram encontrados restos vegetais, em 41 foram encontradas algas filamentosas e em 29 estômagos foram registrados restos de semente.

No ponto 2 na estação cheia foram relatados 42 diferentes tipos de itens alimentares em 68 estômagos analisados. Os itens que mais ocorreram na dieta de *A. fasciatus* na estação cheia no ponto 2 foram pupas de Culicidae, larvas de Culicidae e larvas de Chironomidae. Ainda, em 48 estômagos foram encontrados restos de inseto e em 41 restos de Diptera.

Na estação seca no ponto 1 foram registrados 28 diferentes tipos de itens alimentares em 67 estômagos analisados. Os itens que mais ocorreram na dieta de *A. fasciatus* na estação seca no ponto 1 foram pupas de Culicidae, larvas de Nematocera e larvas de Chironomidae. Ainda, em 54 estômagos foram encontrados restos vegetais, em 24 estômagos algas filamentosas e em 22 estômagos foram registrados restos de semente.

Na estação seca no ponto 2 foram encontrados apenas 6 diferentes tipos de itens alimentares, totalizando 2 itens em dois estômagos, sendo que larva de Nematocera e fruto foram encontrados apenas uma vez.

Assim, constatou-se que a sazonalidade e os despejos de esgoto *in natura* no Ribeirão Claro alteram a alimentação de *A. fasciatus*, já que houve diferenças na diversidade e na abundância de itens alimentares consumidos por esta espécie entre as áreas antes e depois do despejo de esgoto e entre as estações cheia e seca. Desse modo, além de um caso de saúde pública, os despejos de esgoto no Ribeirão Claro também alteram os recursos hídricos, as relações ecológicas da fauna aquática e a diversidade da ictiofauna e seus organismos associados, tornando-se assim, um problema ambiental de grande escala para o município de Rio Claro.

Sumário

1. Introdução	9
2. Objetivos	16
3. Material e métodos	17
3.1. Área de Estudo	17
3.2. Análise da água	19
3.3. Coleta dos peixes	25
3.4. Caracterização geral das amostras	26
3.5. Escolha da espécie estudada	26
3.6. Condição de <i>A. fasciatus</i>	27
3.7. Índices de diversidade	27
3.8. Alimentação de <i>A. fasciatus</i>	29
3.9. Gordura acumulada de <i>A. fasciatus</i>	32
3.10. Reprodução de <i>A. fasciatus</i>	32
4. Resultados	34
4.1. Análise da diversidade	34
4.2. Temperatura e pluviosidade	36
4.3. Análise da água	36
4.4. Condição de <i>A. fasciatus</i>	38
4.5. Alimentação de <i>A. fasciatus</i>	39
4.5.1. Grau de repleção (GR)	39
4.5.2. Índice de repleção (IR)	40
4.5.3. Gordura acumulada (GA)	41
4.5.4. Itens alimentares	42
4.5.5. Frequências de Ocorrência (F%) e Numérica (N%)	42
4.5.6. Índice alimentar (IA)	43
4.5.7. Grau de preferência alimentar (GPA)	44
4.6. Reprodução de <i>A. fasciatus</i>	44
4.6.1. Estádio de maturação gonadal	44
4.6.2. Índice Gonadossomático (IGS)	45
5. Discussão	47
5.1. Análise da qualidade da água	47
5.2. Diversidade	51
5.3. Alimentação de <i>A. fasciatus</i>	53
5.4. Gordura acumulada de <i>A. fasciatus</i>	56
5.5. Reprodução de <i>A. fasciatus</i>	57
5.6. Condição de <i>A. fasciatus</i>	57
6. Conclusão	59
7. Bibliografia	60
8. Apêndice A – Tabelas	81
9. Apêndice B – Fotografias	94
10. Apêndice C – Figuras	98

1. Introdução

A água é um recurso natural renovável de origem mineral. Dos 1400 milhões de km³ de água estimados no planeta, somente 40 milhões de km³ (correspondente a 3% do total) são de água doce. Desses, 77,2% correspondem às calotas polares e glaciais; 22,4% são de águas subterrâneas; 0,35% são lagos e pântanos; 0,04% estão na atmosfera e somente 0,01% estão nos rios (CUNHA et al., 1980).

Os ambientes hídricos são os habitats que mais foram modificados e poluídos da biosfera. Além disso, os despejos de esgoto – principal fonte de poluição aquática – geralmente apresentam elevadas quantidades de substâncias orgânicas biodegradáveis em solução, dissolvidas ou em suspensão na água (SCHAFER, 1985) que podem poluir e eutrofizar artificialmente os ambientes aquáticos (SPICACCI, 1990).

A eutrofização é um processo natural de enriquecimento de rios, lagos e represas; resultante de um aumento das concentrações de nitrogênio e fósforo na água, o que causa um aumento das taxas de produção orgânica (WATANABE et al., 1997). Este processo vem sendo acelerado nas últimas décadas por interferências antrópicas e acarretando alterações biológicas nos ecossistemas aquáticos, tais como o aumento da produção fitoplanctônica e modificações nas comunidades de peixes (HARPER, 1992).

O lançamento do esgoto *in natura* também gera a eutrofização, criando condições para o aparecimento e desenvolvimento de algas e conseqüentemente outros organismos que as consomem. Em grande quantidade, estes organismos formam massas de matéria vegetal que apodrecem quando não consumidas, poluindo e provocando a mortandade de populações de peixes do local (ZANCHETTA et al., 2005).

De acordo com Fadel Filho (2003), tamanha quantidade de esgotos lançados *in natura* torna a carga de poluentes muito alta, necessitando grandes investimentos para reverter essa água ao uso humano. Assim, o modo que os despejos de efluentes estão sendo realizados entra em

conflito com o uso da água, já que esta também é utilizada para consumo humano e animal (MAITLAND e MORGAN, 1997; SAND-JENSEN, 2001).

A poluição das águas doces superficiais é um dos grandes problemas ambientais do mundo (LOBO et al., 2002) e a deterioração do ambiente em função das atividades antrópicas tem gerado necessidades de desenvolvimento e adequação de métodos de avaliação da qualidade ambiental (BRUSCHI Jr. et al., 2000).

Em várias cidades têm-se verificado os profundos impactos antrópicos em função do lançamento de esgotos *in natura* (ALVES et al., 1988; TOLEDO et al., 1988; CETESB, 2009). O interior do estado de São Paulo se caracteriza pela grande ocorrência de municípios com população entre 100000 e 400000 habitantes, concentrada principalmente na zona urbana, localizadas em diferentes áreas de uma mesma bacia hidrográfica. A maioria dos municípios capta águas superficiais para o abastecimento urbano e lançam os esgotos à jusante da captação. Desse modo, vários trechos de águas poluídas ocorrem em todas as regiões do estado (CAMARGO et al., 1995).

Esta grande quantidade de despejos tem comprometido as condições dos ambientes aquáticos, graças à exploração irracional do ambiente pelo homem, que busca, cada vez mais, recursos para suprir o aumento de suas necessidades decorrentes de um crescimento desordenando da sua população (HARGRAVE, 1995).

Várias são as conseqüências que a poluição pode trazer para a comunidade aquática (WOOTTON, 1992), e os peixes, como um dos componentes do sistema hídrico, também têm sofrido grande influência, seja direta ou indireta dessa ação antrópica (ROSS et al., 1985; AGOSTINHO et al., 1994).

Além do lançamento de efluentes industriais e domésticos, as modificações no ambiente aquático como alterações no fluxo d'água, retirada de areia e introdução de matéria orgânica decorrentes principalmente da ação humana, contribuem para que a qualidade da água no local seja prejudicada, tendo como conseqüência, entre outras, a diminuição na quantidade de oxigênio dissolvido (BRANCO, 1986; MALINS e OSTRANDER, 1994).

Outros fatores antrópicos, além da poluição dos cursos d'água pelo despejos de esgotos industriais e/ou domésticos, ameaçam os peixes de água doce. Tais como a construção de hidrelétricas e a destruição da cobertura vegetal natural. As hidrelétricas transformam grandes trechos de rios de ambientes lóticos (de água corrente) em lênticos (de água parada), além disso, perturbam significativamente o regime de água dos rios à jusante dos barramentos, o que acarreta em mudanças drásticas nos ciclos biológicos e geomorfológicos fluviais, resultando em reflexos muito negativos sobre a ictiofauna. A devastação das florestas e

cerrados nas áreas de drenagem remove uma das principais fontes de alimento dos peixes, os materiais alóctones ao sistema aquático, como frutos e insetos terrestres, mas, sobretudo causa o assoreamento e conseqüente simplificação do leito dos cursos d'água, eliminando muito dos habitats ocupados pelos peixes (MACHADO et al., 2005).

Além dos fatores antrópicos em rios e riachos tropicais, outros fatores naturais podem afetar a dinâmica das comunidades, como por exemplo, eventos sazonais como enchentes e secas que interferirão no tamanho, na composição, na diversidade e na disponibilidade de habitat. Além disso, estes eventos afetam a abundância e a distribuição de populações residentes e de espécies migratórias da ictiofauna (LOWE-McCONNEL, 1975).

A avaliação do impacto que essas mudanças ambientais produzem sobre as comunidades aquáticas é da maior importância para o conhecimento das interações bióticas entre os organismos que a compõem (ROSS et al., 1985; AGOSTINHO et al., 1994). Porém, Lobo et al. (2002) afirma que o problema que permanece é a dificuldade em utilizar organismos que expressem determinada condição ambiental, relacionada à falta de conhecimento das espécies e especialmente às tolerâncias das espécies ocorrentes em determinado meio aos fatores envolvidos. Entretanto, Harris (1995) e Cetra (2003) afirmam que os peixes nos fornecem uma visão integrada do ambiente aquático pela disponibilidade de informações, ampla variedade de alimentação, habitats e pela representatividade em cadeias tróficas. De acordo com Esteves e Aranha (1999), os peixes descrevem um papel muito importante na teia alimentar controlando a população de outros organismos. Porém as ações antrópicas estão alterando a dinâmica populacional destes animais, causando assim um distúrbio na transferência de matéria e energia pelo ecossistema.

Segundo Gibson et al. (1996), estressores físicos, químicos e biológicos alteram as características biológicas de um ecossistema aquático e estressores químicos podem resultar em prejuízo no funcionamento ou a perda de espécies sensíveis a uma mudança na estrutura da comunidade. O número e a intensidade de todos os estressores dentro de um ecossistema são evidenciados por uma mudança na condição e função de uma comunidade biótica. Para Barbour et al. (1999), as interações entre estressores químicos, físicos e biológicos e seus impactos cumulativos, enfatizam a necessidade de detectar e avaliar a biota como indicadora dos atuais prejuízos provocados nos recursos aquáticos.

Ikebe e Oishi (1996) afirmam que muitas espécies de peixes são regularmente submetidas a variações das condições naturais dos locais em que vivem, como a temperatura, fotoperíodo, salinidade, oxigênio dissolvido, nutrientes e minerais. Porém, alguns tipos de mudanças e variações intensas podem beneficiar algumas espécies, já que existem certas populações de

peixes que podem responder a diferentes condições ambientais recorrendo a mecanismos de adaptação, como plasticidade fenotípica ou seleção genética, flexibilidade nas taxas de crescimento e variação na idade da primeira maturação (WOOTTON, 1992). Entretanto, outras espécies podem ser afetadas com a poluição, apresentando mudanças nas taxas de mortalidade e crescimento (CLARK e FRASER, 1983), alteração do comportamento reprodutivo (JONES e REYNOLDS, 1997), eliminação de espécies co-existent (DAS e PANDE, 1981), além de alterações de diversos mecanismos fisiológicos como o de aclimação térmica (DAVIS, 1975). Todas essas mudanças interferem na dinâmica da comunidade, podendo causar a morte de indivíduos e até a extinção de espécies (PEREIRAR e TOMMASI, 1985; PAL e GUPTA, 1992).

Além disso, sabe-se que durante o percurso de um corpo de água, existem alterações graduais nas características físico-químicas e hidrológicas de rios e riachos, acarretando assim, diversos efeitos na transferência de energia entre os componentes bióticos e abióticos do sistema (VANNOTE et al., 1980). Tais alterações ocorrem devido a variações na correnteza, temperatura, oxigênio dissolvido, substrato e volume de água no canal (PETTS e CALOW, 1996; WELCOMME, 1994; BARRELLA et al., 2000). Assim, diferentes composições de comunidades são esperadas em diferentes partes de um rio. Sendo assim, um bom indicador de alterações ambientais é a análise da diversidade de peixes ou outros organismos que se queira estudar (BARRELLA e PETRERE Jr., 2003).

Um declínio na riqueza de espécies é uma das conseqüências inevitáveis da poluição (MAGURRAN e PHILLIP, 2001). Segundo Patrick (1953), locais afetados pela poluição apresentam menor variedade de vida aquática do que aqueles onde os níveis de poluição ainda não são aparentemente detectáveis. Além da poluição e da construção e presença de reservatórios e represas, o desmatamento de matas ciliares e a pesca predatória são outros fatores que também alteram a biodiversidade (DUDGEON, 2000).

Sabe-se que a ictiofauna neotropical apresenta a maior diversidade e riqueza de peixes de água doce conhecida (LOWE-McCONNELL, 1999; NAKATANI et al., 2001) com 4475 espécies descritas, porém há estimativas de que possam existir mais de 6000 (REIS, 2003). No Brasil são conhecidas 34 famílias de peixes teleósteos (BUCKUP, 1999), dos quais os grupos dominantes são as ordens Characiformes e Siluriformes (CASTRO, 1999). Já no estado de São Paulo são encontradas 261 espécies das quais 53% pertencem à ordem Siluriformes, 35% Characiformes, 15% Cyprinodontiformes, 4% Gymnotiformes, e 3% Perciformes (CASTRO e MENEZES, 1998). Neste contexto, a riqueza da ictiofauna tem sido um ótimo indicador da qualidade da água de rios e lagos. Desse modo a redução no número

de espécies de peixes é claramente verificada em ambientes onde a poluição aquática é grave (SILVA, 1995; SOTO-GALERA et al., 1998; GAFNY et al., 2000; KESMINAS e VIRBICKAS, 2000; JEFFREE et al., 2001; MAGURRAN e PHILLIP, 2001; BARRELLA e PETRERE Jr., 2003). Se a poluição diminui a diversidade de organismos aquáticos, as dietas dos peixes que vivem nesses locais e que exploram tais recursos também sofreriam, teoricamente, modificações que poderiam afetar suas condições de vida (CLEMENTSON et al., 1989).

O conhecimento do hábito alimentar de uma espécie de peixe, além de fundamental para o esclarecimento de sua auto-ecologia, contribui, dessa forma na elucidação da estrutura trófica de uma comunidade aquática, seja oceânica, estuarina ou de água doce (HAHN, 1997).

Historicamente, o conhecimento da alimentação de peixes de riachos, incluindo o uso de recursos e a influência dos componentes espaciais e temporais, tem subsidiado estudos sobre estruturação dessas comunidades e contribuído para a investigação de interações biológicas, tais como predação e competição, além de levar à formulação de diversos conceitos e teorias relativos aos ambientes aquáticos (ESTEVES e ARANHA, 1999). Assim, os resultados das análises de alimentação podem fornecer informações importantes sobre qual posição uma espécie ocupa na cadeia alimentar, como faz uso dos recursos ali existentes, quem seriam seus possíveis competidores, que organismos (recursos) compõem sua dieta, quais as condições em que esses peixes se encontram e até mesmo sobre seus possíveis predadores naturais (SCHOENER, 1974).

O conjunto mais acessível de informações sobre alimentação de peixes é obtido de forma indireta, através do exame dos conteúdos gástricos (WINDELL e BOWEN, 1978).

Sabe-se que a atividade alimentar de peixes pode ser alterada devido ao metabolismo associado ao período reprodutivo (BARBIERI, 1992).

Reprodução é o processo pelo qual uma espécie se perpetua, transmitindo a seus descendentes as mudanças ocorridas em seu genoma. A partir do momento que a maturidade sexual é atingida, as variáveis ambientais passam a atuar sobre os indivíduos, de modo que as condições na época de desova sejam favoráveis à sobrevivência e crescimento da prole. A maioria das espécies mostra uma periodicidade em seu processo reprodutivo, iniciando seu desenvolvimento gonadal em uma época anterior àquela de sua reprodução, e completando sua maturação gonadal no momento em que as condições ambientais forem adequadas à fecundação e desenvolvimento da prole (VAZZOLER, 1996). Desta forma, diversos parâmetros biológicos das espécies de peixes sofrem alterações em função do período reprodutivo. Barbieri (1992), Bennemann (1996) e Gomiero (2003) já descreveram variações

na atividade alimentar em função do período reprodutivo. De um modo geral, observa-se a queda, ou até interrupção da atividade alimentar durante o período reprodutivo de algumas espécies.

Outros autores trazem informações importantes relacionando alimentação com reprodução de peixes: Barbieri (1992) relata que a queda da atividade alimentar refere-se ao metabolismo associado ao período reprodutivo; Godoy (1958) afirma que esse comportamento se deve ao fato de que ocorre um aumento do volume das gônadas, principalmente no caso das fêmeas, o que comprime os órgãos digestórios e assim dificulta a digestão; e Bennemann (1996) observou que durante a época de chuvas ocorre um aumento da atividade alimentar e também o armazenamento de gordura para em seguida ocorrer a desova.

Um outro parâmetro que sofre influência do período reprodutivo e da alimentação é o fator de condição, índice muito utilizado na biologia de peixes, a fim de se comparar duas ou mais populações vivendo em diferentes condições de alimentação (BANNISTER, 1976; BRAGA, 1986) e em ambientes diferentes. Este índice é obtido a partir da relação peso/comprimento, sendo que peixes de um dado comprimento com maior massa estão em melhor condição biológica (BRAGA, 1986; BOLGER e CONNOLY, 1989; ANDRIAN e BARBIERI, 1992). O fator de condição pode sofrer variações sazonais como consequência do ciclo reprodutivo da espécie ou da disponibilidade e aproveitamento do alimento em cada estação do ano (BRAGA, 1986; BOLGER e CONNOLY, 1989).

Devido à importância em estudos de alimentação, reprodução e diversidade, a ordem Characiformes destaca-se por ser o grupo dominante entre os peixes de água doce da América do sul, sendo a família Characidae a maior e mais complexa desta ordem (FOWLER, 1948; GODOY, 1975; NELSON, 1984; BRITSKI et al., 1999). A forma dos corpos dos representantes desta família e os biótopos que habitam são extremamente variados, englobando um número de espécies maior que o de todas as outras famílias dessa ordem (GODOY, 1975; NAKATANI et al., 2001).

Um dos grupos mais comuns em riachos são os Tetragonopterinae, sendo a subfamília de Characidae com o maior número de gêneros e espécies (FOWLER, 1948; GODOY, 1975; BRITSKI et al., 1999; BUCKUP, 1999). A maioria das espécies pertencentes a este grupo é onívora e apresenta hábitos de forrageamento muito ativos (BRITSKI et al., 1988), ocorrendo desde a fronteira dos Estados Unidos com o México até a Argentina e são popularmente conhecidas no Brasil como lambaris ou piabas (BRITSKI, 1972).

Entre os gêneros de Tetragonopterinae, o *Astyanax* (BAIRD e GIRARD, 1854) é um dos mais ricos em número de espécies de água doce e o que apresenta distribuição geográfica

mais ampla. Possui, além disso, uma capacidade de explorar diversos itens alimentares disponíveis em todas as estações do ano, tornando-se generalista, o que lhe possibilita ocupar diversos habitats (GARUTI e BRITSKI, 2000). Tal gênero engloba cerca de 100 espécies descritas (LIMA et al., 2003).

Muitas espécies do gênero *Astyanax* são abundantes e distribuídas por todas as bacias hidrográficas do Brasil. Geralmente são encontradas em pequenos rios de baixa corrente, alimentando-se basicamente de algas e insetos aquáticos e terrestres (COSTA, 1987; ESTEVES, 1996; CASATTI e CASTRO, 1998). Além disso, as espécies de *Astyanax* também são de grande importância ecológica, mantendo as relações tróficas de uma comunidade, uma vez que também servem de alimento para outras espécies carnívoras (ALMEIDA et al., 1997; LOUREIRO-CRIPPA e HAHN, 2006). O gênero é, ademais, muito importante para a integridade e manutenção da mata ciliar, já que esses peixes são considerados potenciais dispersores de sementes (VILELLA et al., 2002).

Astyanax fasciatus (Cuvier, 1819) é uma espécie não migratória (VAZZOLER, 1992), abundante da América Central até a Argentina (NOMURA, 1984). A espécie em questão é de grande interesse nas redes tróficas (AGOSTINHO et al., 1984), e de acordo com Araújo (1998) e Menni et al. (1996) é classificada como uma espécie relativamente tolerante à degradação ambiental.

Nos últimos anos, o nome *Astyanax fasciatus* foi atribuído para vários peixes coletados na bacia do rio Paraná (SHIBATTA et al., 2002; CASTRO et al., 2003; ARTONI et al., 2006), seguindo diagnóstico proposto por Eigenmann (1921), como o número de raios na nadadeira anal (25 ou mais), a presença de uma mancha alongada na região umeral, uma linha lateral prateada que se torna gradativamente negra no pedúnculo caudal e continua como uma faixa preta até o fim da nadadeira peitoral, a presença de um a três dentes maxilares e a nadadeira caudal avermelhada.

Entretanto, muitos autores referem-se a esta espécie como um “complexo de espécies”, baseado em dados cromossômicos (JUSTI, 1993; ARTONI et al., 2006) e análises morfológicas (GARUTTI e BRITSKI, 2000). Melo (2005) afirmou que o nome *A. fasciatus* deve ser aplicado somente para espécimes coletados na drenagem do rio São Francisco, enquanto indivíduos coletados na drenagem do rio Paraná devem representar um complexo de espécies similares.

2. Objetivos

Esse trabalho de conclusão de curso tem como objetivos avaliar como a poluição de despejos orgânicos interfere sobre a diversidade da ictiofauna, a alimentação, a reprodução e o fator de condição de *Astyanax fasciatus*, levando em consideração a sazonalidade e a variação de parâmetros físico-químicos da água comparando dois pontos de um trecho do Ribeirão Claro (Rio Claro – SP) no interior da “Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade”: um à jusante da captação d’água da cidade (área menos poluída) e outro logo após o despejo dos esgotos (área mais poluída).

3. Material e métodos

3.1 – Área de estudo:

De acordo com Valente e Vettorazzi (2005) o Ribeirão Claro, área de estudo, encontra-se na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Claro que ocupa uma área de aproximadamente 281,75 km², no interior da Média Depressão Periférica Paulista. Essa sub-bacia, por sua vez está localizada na bacia do rio Corumbataí (cerca de 1700 km²), que abrange territórios dos municípios de Rio Claro, Araras, Corumbataí e Leme, localizando-se entre as latitudes 22°36'S e 20°16'S e as longitudes de 47°36'W e 47°26'W (PINTO e MAURO, 1985).

O Ribeirão Claro corre em sua maior parte sobre a Formação Rio Claro, que apresenta espessura variando de alguns centímetros até cerca de 30 metros, com predominância de áreas de arenitos mal consolidados de granulometria grosseira e com pequena proporção de feldspato (PINTO e MAURO, 1985). Este fluxo fluvial flui por um vale aberto de fundo achatado, onde se encontram planícies fluviais bem desenvolvidas e meandros abandonados (ZANCHETTA et al., 2005).

Localizado a 173 km da capital paulista, o município de Rio Claro apresenta área de 500 km² (Prefeitura Municipal de Rio Claro-SP) localiza-se na porção centro-leste do estado de São Paulo. A cidade em questão integra a Região Administrativa de Campinas, importante pólo industrial do Estado e faz parte de uma micro-região que inclui os municípios de Corumbataí, Analândia, Itirapina, Ipeúna e Santa Gertrudes.

As condições climáticas da região de Rio Claro expressam a ocorrência marcante de duas estações definidas: uma chuvosa (primavera – verão) e outra seca (outono – inverno). A temperatura média de Rio Claro fica em torno de 20 °C, segundo classificação de Koppen, do tipo CWA e a temperatura média dos meses mais frios e secos (abril a setembro) fica em torno de 17,1 °C enquanto a média dos meses mais quentes e chuvosos (outubro a março) atinge 23,7 °C. A precipitação média para o município de Rio Claro é de 1376 mm/ano, sendo

que em alguns meses secos a precipitação já chegou a zero e em outros meses de cheia chega a mais de 300 mm (PINTO e MAURO, 1985).

A cidade de Rio Claro, desenvolvida em sítio urbano de relevo predominantemente plano, apresenta altura máxima de 725 m e mínima de 500 m, situa-se a uma altitude média de 612,5 m (Prefeitura Municipal de Rio Claro-SP) e abriga uma população de cerca de 185.131 habitantes, conforme o Censo 2005 da Fundação SEADE (ROSSETTI et al., 2007).

Sabe-se que no interior do estado de São Paulo, são muitos os municípios que captam águas superficiais para o abastecimento urbano e lançam seus efluentes à jusante da captação, comprometendo a utilização desses recursos hídricos por outras cidades (CAMARGO et al., 1995). Pode-se dizer que o mesmo acontece com o município de Rio Claro, já que a maioria dos esgotos são lançados diretamente à jusante do Ribeirão Claro e a captação de água para abastecimento da cidade é feita à montante dos lançamentos de efluentes domésticos. Além disso, a captação também acontece no Rio Corumbataí (HENRY-SILVA e CAMARGO, 2000), onde o Ribeirão Claro, transformado em esgoto, desemboca na margem esquerda.

O Ribeirão Claro atravessa o município de Rio Claro, no sentido NNE-SSW, cortando o setor leste da zona urbana da cidade (HENRY-SILVA e CAMARGO, 2000), incluindo a área de proteção ambiental “Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade” (FEENA), onde se localiza o reservatório municipal de água, cuja área à montante deste corresponde a 66,7% da drenagem desta sub-bacia (SPICACCI, 1990). A área de estudo também estabelece em alguns trechos, o limite entre a FEENA e a área urbana de Rio Claro (ZANCHETTA et al., 2005).

O antigo “Horto Florestal de Rio Claro” mudou de categoria no ano de 2002 por força do Decreto 46.819 de 11 de junho de 2002, passando a se chamar “Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade”, cuja área de aproximadamente 22305,4 km² abrange os municípios de Rio Claro e Santa Gertrudes. Porém, antigamente a área da Floresta era maior. Desde a década de 20, com o crescimento de Rio Claro, muito se perdeu para dar lugar à formação de vários bairros. Nesta nova modalidade, a FEENA, com todo o seu acervo histórico, científico e cultural está aos cuidados do Instituto Florestal do Estado de São Paulo (MARTINI, 2004).

Após a promulgação deste Decreto, a inserção da FEENA no Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) foi facilitada. O SNUC estabelece critérios e normas para a criação, implantação e gestão das unidades de conservação, determinados na Lei nº 9985, de 18 de julho de 2000, posteriormente regulamentada pelo Decreto nº 4340, de 22 de agosto de 2002 (MARTINI, 2004). Todavia, a Floresta Estadual “Edmundo Navarro de Andrade” apresenta uma série de problemas, principalmente em virtude da sua localização interfaceando o perímetro urbano do município de Rio Claro e sua área de expansão urbana e

rural. Porém, mesmo protegido por lei e apesar de sua importância no abastecimento de água da cidade, pontuaram-se diversos emissários de esgoto *in natura* diretamente no curso fluvial, tanto à montante quanto à jusante do ponto de captação de água para abastecimento (ZANCHETTA et al., 2005).

O planejamento inadequado da ocupação do entorno da unidade, fez com que o despejo e a eliminação clandestina de efluentes *in natura* fossem lançados diretamente no Ribeirão Claro, sem qualquer tipo de tratamento, recebendo substâncias orgânicas e inorgânicas de toda a cidade de Rio Claro, inclusive do Distrito Industrial (ZANCHETTA et al., 2005).

Uma das descargas de esgoto doméstico dos municípios de Rio Claro e Santa Gertrudes (vazão de 88,3 L/s) ocorre a poucos metros à jusante do reservatório do Ribeirão Claro (PEDRO NETO, 1996). A partir deste ponto, as águas apresentam uma grande quantidade de poluentes orgânicos (SPICACCI, 1990; PEDRO NETO, 1996; GERTEL, 2002; CETRA, 2003), que é a principal causa de alterações na parte da confluência do rio Corumbataí (PALMA-SILVA, 1999). O referido emissário de esgoto (Fotografia 1) existe desde o ano de 1977 e foi criado para atender um programa habitacional do Governo do Estado de São Paulo (Instituto Florestal – Ouvidoria do Estado de São Paulo, 2009).

Para a realização do presente estudo foram utilizados dois locais de coleta: O ponto 1 (Fotografia 2), localizado à jusante da captação do reservatório municipal de água e acima dos despejos de efluentes, caracterizando-se como a área menos impactada pela poluição química e orgânica, e o ponto 2 (Fotografia 3), à jusante do despejo de esgoto, sendo esta a área mais poluída abordada neste trabalho.

3.2 – Análise da água:

Para realizar a análise da água serão utilizados os seguintes parâmetros:

- | | |
|-------------------------------|---|
| 1- Temperatura da água em °C; | 10- Nitrato; |
| 2- Turbidez; | 11- Nitrito; |
| 3- Condutividade; | 12- Demanda Bioquímica de oxigênio; |
| 4- Salinidade; | 13- Demanda Química de oxigênio; |
| 5- Cor; | 14- Oxigênio dissolvido; |
| 6- Potencial hidrogeniônico; | 15- Sólidos totais dissolvidos; |
| 7- Fósforo total; | 16- Quantificação de coliformes totais; |
| 8- Ortofosfato; | 17- Quantificação de coliformes fecais. |
| 9- Nitrogênio amoniacal; | |

Os parâmetros ambientais medidos são alguns daqueles comumente utilizados pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB, 2009) para se determinar a qualidade da água.

1- Temperatura:

A temperatura d'água foi medida em uma profundidade aproximada de 20 cm com o auxílio de um termômetro de mercúrio com graduação de 0,5 °C.

2 – Turbidez:

A turbidez de uma amostra de água é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la, devido à presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e de detritos orgânicos, algas e bactérias, plâncton em geral (CETESB, 2009).

3 – Condutividade:

A condutividade é uma expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica. Depende das concentrações iônicas e da temperatura e indica a quantidade de sais existentes na coluna d'água, e, portanto, representa uma medida indireta da concentração de poluentes (CETESB, 2009).

4 – Salinidade:

Os valores de salinidade podem alterar devido às concentrações totais dos sais minerais; sendo as águas superficiais em decorrência da evaporação e deposição de sais, aquelas que mais sofrem impactos. Os íons mais freqüentemente associados a esse parâmetro são: cálcio, magnésio, sódio, bicarbonato, cloreto e sulfato, devido à maior solubilidade em água (GERTEL et al., 2003).

5 – Coloração:

A cor de uma amostra de água está associada ao grau de redução de intensidade que a luz sofre ao atravessá-la, devido à presença de sólidos dissolvidos, principalmente material em estado coloidal orgânico e inorgânico (CETESB, 2009).

6 – Potencial Hidrogênio (pH):

Por influir em diversos equilíbrios químicos que ocorrem naturalmente o pH é um parâmetro importante para muitos estudos (CETESB, 2009).

7 – Fósforo Total:

O fósforo pode se apresentar nas águas sob três formas diferentes. Os fosfatos orgânicos, que são a forma em que o fósforo compõe moléculas orgânicas, como a de um detergente, por exemplo. Os ortofosfatos, que por outro lado, são representados pelos radicais que se combinam com cátions formando sais inorgânicos nas águas. Os polifosfatos ou fosfatos condensados, que são polímeros de ortofosfatos. No entanto, esta terceira forma não é muito importante nos estudos de controle de qualidade das águas, porque os polifosfatos sofrem hidrólise se convertendo rapidamente em ortofosfatos nas águas naturais (CETESB, 2009).

Para realizar as análises de fósforo, foi dissolvido persulfato de potássio nas amostras d'água que em seguida eram levadas à autoclave à 120 °C por 30 minutos. Após esta passagem e o esfriamento das amostras, estas eram analisadas em um espectrofotômetro com comprimento de onda de 885 nm.

8 – Ortofosfato:

O ortofosfato solúvel é a forma de fósforo mais prontamente assimilável por organismos aquáticos e plantas (SAWYER et al., 1994), sendo estes biodisponíveis. Uma vez assimilados, eles são convertidos em fosfato orgânico e em fosfatos condensados (CETESB, 2009).

Deste modo, este parâmetro torna-se importante para análise, já que em áreas poluídas é observado uma alta concentração de fósforo e de bactérias, que podem assim, catabolizar o fósforo em ortofosfato, alterando a dinâmica da comunidade aquática.

A metodologia realizada para a análise de ortofosfato foi a digestão ácida. Para tanto foram utilizados os reagentes molibdato de amônio, ácido sulfúrico, ácido ascórbico e tartarato de potássio e antimônio. Estes reagentes foram dissolvidos nas amostras d'água, que em seguida foram analisadas em espectrofotômetro à 885nm.

Série Nitrogênio:

9 – Nitrogênio amoniacal; 10 – Nitrato; 11 – Nitrito:

As fontes de nitrogênio nas águas naturais são diversas. Os esgotos sanitários constituem em geral a principal fonte, lançando nas águas nitrogênio orgânico em decorrência da presença de proteínas e nitrogênio amoniacal devido à hidrólise sofrida pela uréia na água. Alguns efluentes industriais também concorrem para as descargas de nitrogênio orgânico e amoniacal nas águas, como algumas indústrias químicas, petroquímicas, siderúrgicas, farmacêuticas, de conservas alimentícias, matadouros, frigoríficos e curtumes. Além disso, a atmosfera também se caracteriza como outra fonte importante de nitrogênio (CETESB, 2009).

Pela legislação federal em vigor, o nitrogênio amoniacal é padrão de classificação das águas naturais e padrão de emissão de esgotos. A amônia é um tóxico bastante restritivo à vida dos peixes.. Além disso, a amônia provoca consumo de oxigênio dissolvido das águas naturais ao ser oxidada biologicamente. Por estes motivos, a concentração de nitrogênio amoniacal é importante parâmetro de classificação das águas naturais e normalmente utilizado na constituição de índices de qualidade das águas (CETESB, 2009).

Os nitratos são tóxicos, causando uma doença chamada metahemoglobinemia infantil, que é letal para crianças (o nitrato se reduz a nitrito na corrente sanguínea, competindo com o oxigênio livre, tornando o sangue azul).

Para realizar as análises de nitrogênio amoniacal os reagentes Nessler Reagent, Mineral Stabilizer e Polyvinyl Alcohol Dispersing Agent foram adicionados às amostras d'água para em seguida serem analisados em espectrofotômetro com comprimento de onda 425 nm, utilizando-se assim o método de Nessler – Hach, aprovado pela USEPA (United States Environmental Protection Agency).

As análises de nitrato foram realizadas através do método de redução de cádmio – Hach, aprovado pela USEPA. Esta metodologia consiste em dissolver o reagente NitraVer 5 Nitrate Reagent Powder Pillows da empresa Hach nas amostras d'água que em seguida serão analisadas através de um espectrofotômetro com comprimento de onda 400 nm.

Já para realizar as análises de nitrito, o reagente NitriVer 3 Nitrite Reagent Powder Pillow foi dissolvido nas amostras d'água, para que em seguida estas fossem analisadas em espectrofotômetro de comprimento de onda 507 nm, utilizando-se assim a metodologia de diazotização, aprovada pela USEPA.

12 – Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO):

A DBO de uma amostra d'água é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável. Assim, a DBO é normalmente considerada como a quantidade de oxigênio consumido durante

um determinado período de tempo, numa temperatura de incubação específica. Um período de tempo de 5 dias numa temperatura de incubação de 20°C é frequentemente usado e referido como DBO_{5,20} (CETESB, 2009). Para a realização desta análise foi utilizado o DBO Trak.

13 – Demanda Química de Oxigênio (DQO):

É a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica através de um agente químico. O aumento da concentração de DQO num corpo d'água se deve principalmente a despejos de origem industrial (CETESB, 2009).

A metodologia utilizada correspondeu ao método Hach de digestão ácida com dicromato de potássio, aprovado pela USEPA. Os reagentes utilizados foram ácido sulfúrico, sulfato de prata, sulfato de mercúrio e dicromato de potássio. Estes reagentes foram adicionados às amostras que logo após a dissolução foram levadas à um reator de digestão e, em seguida foram analisadas em um espectrofotômetro com comprimento de onda entre 420 – 430 nm e precisão de 1 mg/L.

14 – Oxigênio Dissolvido (OD):

O oxigênio proveniente da atmosfera se dissolve nas águas naturais, devido à diferença de pressão parcial. Este mecanismo é regido pela Lei de Henry, que define a concentração de saturação de um gás na água, em função da temperatura. A taxa de reintrodução de oxigênio dissolvido em águas naturais através da superfície, depende das características hidráulicas e é proporcional à velocidade, sendo que a taxa de re-aeração superficial em uma cascata é maior do que a de um rio de velocidade normal, que por sua vez apresenta taxa superior à de uma represa, onde a velocidade normalmente é bastante baixa (CETESB, 2009).

Outra fonte importante de oxigênio nas águas é a fotossíntese de algas. Este fenômeno ocorre em águas poluídas ou, mais propriamente, em águas eutrofizadas, ou sejam, aquelas em que a decomposição dos compostos orgânicos lançados levou à liberação de sais minerais no meio, especialmente os de nitrogênio e fósforo, que são utilizados como nutrientes pelas algas (CETESB, 2009).

15 – Sólidos Totais Dissolvidos:

Sólidos Totais Dissolvidos (STD) representam em regra, a maior fração dos sólidos totais, e correspondem ao peso total dos constituintes minerais presentes na água e pela matéria orgânica. Partículas com diâmetros inferiores a 10^{-3} µm, são consideradas como sólidos dissolvidos (CRESPILHO, 2004).

16 – Quantificação de coliformes totais:

As bactérias do grupo coliforme são consideradas os principais indicadores de contaminação fecal. Este grupo é formado por um número de bactérias que inclui os gêneros *Klebsiella*, *Escherichia*, *Serratia*, *Erwenia* e *Enterobacter*. Todas as bactérias coliformes são gram-negativas manchadas, de hastes não esporuladas que estão associadas com as fezes de animais de sangue quente e com o solo (CETESB, 2009).

A determinação da concentração dos coliformes assume importância como parâmetro indicador da possibilidade da existência de microorganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, tais como febre tifóide, febre paratifóide, desintéria bacilar e cólera (CETESB, 2009).

17 – Quantificação de coliformes fecais:

O grupo coliformes fecais é representado pelas bactérias *Eschericia coli*.

Tanto os valores de coliformes fecais e de coliformes totais foram determinados através da realização de testes laboratoriais com substratos definidos (DST – Defined Substrate Technology), utilizando para detecções simultâneas, identificações específicas e confirmativas desses microrganismos em água. A técnica de Colilert (sistema patenteado por IDESXX Laboratories, Inc. Westbrook, ME) é baseada na tecnologia da DST, onde são utilizados nutrientes indicadores. Com o uso do Colilert, elimina-se a interferência de bactérias heterotróficas e crescimentos confluentes, tornando possível a rápida (24 hrs) quantificação das bactérias destes dois grupos.

As medições e a coleta das amostras d'água foram realizadas no mesmo dia da captura dos peixes.

Três amostras foram obtidas de cada ponto do Ribeirão Claro por coleta a aproximadamente 15 cm da superfície da água, utilizando-se quatro coletores de garrafas plásticas específicas de 1 litro (sendo dois para cada ponto) e dois coletores de plástico de 250 ml (um para cada ponto) para realizar análises de coliformes totais e fecais. Estes pequenos frascos eram previamente esterilizados e devidamente fechados, sendo que a tampa era envolta por um papel alumínio protetor.

Após a coleta d'água os frascos foram etiquetados e armazenados em caixas térmicas para que em seguida fossem transportados para o Centro de Estudo Ambientais (CEA) e para o

Laboratório de Ecologia, ambos da UNESP – Rio Claro (SP), onde foram realizadas as análises.

Para as medições de turbidez, condutividade, salinidade, pH, sólidos totais dissolvidos, e oxigênio dissolvido foi utilizado um medidor portátil de multiparâmetros do tipo Horiba. As análises de fósforo total e ortofosfato foram realizadas no Laboratório de Ecologia com o auxílio do técnico de laboratório Carlos Fernando Sanches enquanto que as análises de nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, coloração, coliformes totais e fecais, DBO e DQO foram realizadas no CEA com o auxílio da biomédica Eleni Nadai Malagutti.

Além dos parâmetros da água foram analisados os valores de temperatura média e pluviosidade total da cidade de Rio Claro através de dados fornecidos pelo Centro de Análise e Planejamento Ambiental (CEAPLA) da UNESP campus de Rio Claro.

3.3 – Coleta dos peixes:

As quatro coletas foram realizadas nos meses de fevereiro, maio, julho e setembro de 2009. Cada coleta durou três dias, já que a rede era disposta à jusante da captação d'água do município de Rio Claro na tarde de um dia, e na manhã do dia seguinte era retirada. Em seguida era novamente disposta no período da tarde após o despejo de esgoto e, no outro dia pela manhã era retirada, finalizando assim a bateria de coleta.

Para melhor visualização dos resultados e já que a região de Rio Claro apresenta clima com duas estações bem definidas, os dados de coleta dos peixes foram agrupados entre estação cheia e seca, correspondendo respectivamente às coletas 1 (fevereiro) e 4 (setembro) e, 2 (abril) e 3 (julho).

A pesca foi realizada com auxílio de redes de espera simples com malhas de 1,5; 2,0; 2,5; 3,0; 3,5 e 4,0 cm medidas entre nós adjacentes. Cada rede apresentava 10 m de comprimento e 1,5 m de altura – com exceção da rede de malha 2,0 cm que media 20 m de comprimento – totalizando assim 105 m² de rede. Além das redes foram utilizadas também três armadilhas do tipo covó.

As redes de espera foram dispostas paralelas à margem do rio no período da tarde (por volta das 15:00 hrs) ficando submersas e retiradas na manhã do dia seguinte (em torno de 09:30 hrs). No ponto 1 (área menos poluída), as redes foram colocadas por duas pessoas com a entrada no rio para prendê-las na ponta de um galho e esticá-las de maneira que estas fiquem paralela à margem (Fotografia 4).

Já no ponto 2 (área mais poluída) as redes foram colocadas com auxílio de um bambu para evitar a entrada de indivíduos no rio, já que isto seria danoso à saúde. Para tanto uma ponta da rede foi presa a um galho fincado na margem, enquanto a outra ponta era presa à ponta do bambu e levada até o meio do rio (Fotografia 5). Lá a ponta era solta por força da correnteza e a rede seguia o fluxo do rio beirando a margem ficando igualmente disposta àquelas do ponto 1. A padronização do esforço de pesca foi efetuada mantendo-se constante o tempo de utilização e a quantidade dos aparelhos de pesca em cada local de coleta.

Após a retirada das redes os exemplares foram acondicionados em recipientes de plástico contendo formalina 10% e foi anotada a data e o local de coleta. Após fixação e finalização da coleta os peixes foram levados para o laboratório de ictiologia da UNESP – Rio Claro/SP e após dois dias foram transferidos para um outro recipiente plástico contendo etanol 70% para melhor fixação dos exemplares.

3.4 – Caracterização geral das amostras:

Os exemplares coletados foram levados para o laboratório de ictiologia do Departamento de Zoologia (UNESP campus Rio Claro – SP) onde foram catalogados e datados e, após identificação com base em artigos científicos e chaves dicotômicas específicas (GODOY, 1975; BRITSKI et al., 1988; GARUTTI e BRITSKI, 2000) tiveram seus comprimentos (total e padrão) medidos em cm com auxílio de um ictiômetro e, em seguida cada indivíduo teve sua massa corpórea determinada em gramas com uma balança Filizola com precisão de 0,1 g,

Entende-se como comprimento total a medida do peixe, desde o focinho até a ponta da nadadeira caudal; e comprimento padrão o tamanho do peixe, do focinho até a última escama antes do início do pedúnculo da nadadeira caudal (Fotografia 6).

3.5 – Escolha da espécie estudada:

Por ser classificada como uma espécie relativamente tolerante à degradação ambiental (ARAÚJO, 1998; MENNI, 1996) e se apresentar como uma das espécies mais abundantes do Ribeirão Claro em coletas realizadas anteriormente ao trabalho, *Astyanax fasciatus* foi a espécie escolhida para a realização do presente estudo.

3.6 – Condição de *A. fasciatus*:

Após as medições, os dados de *A. fasciatus* foram utilizados para se obter o fator de condição alométrico (K), método que permite a comparação da condição, entre locais e estações do ano, de grupos cujos representantes apresentam comprimentos e pesos diferentes (BRAGA, 1986; ANDRIAN e BARBIERI, 1992).

Primeiramente foi calculada a relação peso/comprimento através da junção das duas amostras (ponto 1 e ponto 2), já que estas representam a mesma população da espécie em questão. Em seguida estimou-se o parâmetro *b* após transformação logarítmica dos dados de peso e comprimento, e subsequente ajuste de uma linha reta aos pontos pelo método dos mínimos quadrados.

I) Relação peso/comprimento:

$$Pt = a \times Cp^b$$

Pt: Peso total.

a: Intercepto.

Cp: Comprimento padrão.

b: Coeficiente angular.

O fator de condição (K) foi então analisado segundo Santos (1978) e Braga (1986). Este índice foi obtido para cada indivíduo de *A. fasciatus*, a partir da seguinte fórmula:

$$K = Pt / Cp^b$$

Pt: Peso total.

Cp: Comprimento padrão.

b: Coeficiente angular.

Com o intuito de comparar os dados e as médias dos fatores de condição dos pontos de coleta e das estações do ano, foi utilizado o teste *t student*.

3.7 – Índices de diversidade:

Diferentes índices de diversidade podem mostrar resultados distintos a partir dos mesmos dados, por isso é importante considerar as limitações de cada índice, já que podem realizar análises muito reducionistas em uma comunidade biológica de estrutura complexa (GREEN

1979; LUDWIG e REYNOLDS, 1988). Dessa maneira muitos autores (MAGURRAN 1991; TOKESHI, 1993; McKENNA, 2001) sugerem o uso de mais de um índice, com o objetivo de se obter uma visão mais completa da diversidade das espécies. Para tanto foram calculados os índices de diversidade de Shannon-Wiener, de Simpson, de Margalef e o índice de equitabilidade de Pielou.

O índice de Shannon-Wiener, é a medida de diversidade mais consagrada (ROSSO, 1996). De acordo com Wihlm (1972), esta equação é a mais satisfatória dentre as desenvolvidas para diversidade específica e de dominância, pois expressa a importância relativa de cada espécie e não apenas a proporção entre espécies e indivíduos. O índice de Shannon utiliza a média do grau de incerteza e faz uma previsão de que espécie pertencerá um indivíduo escolhido aleatoriamente, de um conjunto de S espécies e N indivíduos. De acordo com Ludwig & Reynolds (1988) conforme o número de espécies e suas respectivas distribuições individuais aumentam, a média de incerteza também aumenta, assim, a diversidade tende a ser mais alta quanto maior o valor deste índice. Odum (1988), Magurran (1991) e Tokeshi (1993) reportaram que este é o índice que atribui um maior peso a espécies raras, prevalecendo, desta forma, o componente de riqueza de espécies (PEET, 1974).

O índice de Shannon (H') é calculado por meio da seguinte fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i \cdot \ln p_i)$$

S: Riqueza de espécies.

p_i : Frequência de cada espécie, para i variando de 1 a S.

Para as análises estatísticas dos dados de diversidade, de acordo com o índice de Shannon, foi utilizado o programa Past afim de comparar a diversidade da ictiofauna nas estações do ano e nos pontos de coleta.

A função de Shannon-Wiener reflete dois atributos básicos: o número de espécies e a equitabilidade. Esta mede a proporção da diversidade observada com relação à máxima diversidade esperada. Seu valor varia de 0 a 1 de forma que 1 corresponde a situações onde todas as espécies são igualmente abundantes (MAGURRAN, 1991). Quanto mais próximo de 1, as espécies da comunidade em questão apresentam proporções relativas semelhantes, ou seja estão distribuídas de maneira similares.

A equitabilidade de Pielou (J) é calculada através da fórmula:

$$J = H' / H_{\text{máx}}$$

Onde, $H_{\text{máx}} = \ln(S)$.

O índice de Simpson (1949) é um índice de dominância, que se baseia em parâmetros inversos ao conceito de uniformidade ou igualdade da comunidade. Foi o primeiro índice a ser usado em estudos ecológicos e mostra a “concentração” de dominância, já que este índice exprime, basicamente, a abundância das espécies mais comuns (ODUM, 1988), sendo, conseqüentemente, mais sensível a mudanças que ocorrem nestas espécies (MAGURRAN, 1991). Como resultado, este índice descreve, por exemplo, a probabilidade de dois indivíduos escolhidos aleatoriamente de um conjunto pertencerem à mesma espécie (MAGURRAN 1991; MAGURRAN e PHILLIP, 2001).

O índice de Simpson (λ) é calculado como:

$$\lambda = 1 - D$$

$$\text{Onde: } D = \sum_{i=1}^S p_i^2$$

p_i : proporção de cada espécie, para i variando de 1 a S .

O somatório dos quadrados das proporções relativas de cada espécie indica a probabilidade de que dois organismos tomados ao acaso sejam da mesma espécie. Como o índice de Simpson está fortemente influenciado pela importância das espécies mais dominantes, este índice é calculado pela subtração do somatório (D) de 1 indicando a probabilidade de que os organismos sejam de espécies diferentes (PINTO-COELHO, 2000).

Outro índice importante que mede a riqueza de espécies em uma comunidade é o índice de Margalef (D). Este transforma o número de espécies por amostra em uma proporção na qual as espécies são adicionadas pela expansão da amostra. Supõe-se que haja uma relação funcional entre o número de espécies e o número total de indivíduos (MAGURRAN, 1991).

O índice de Margalef é calculado através da seguinte fórmula:

$$D = (S - 1) / \ln N$$

Onde: S = número de espécies;

N = número total de indivíduos.

3.8 – Alimentação de *A. fasciatus*:

Os exemplares de *A. fasciatus* passaram por uma incisão ventral, do ânus em direção à cabeça, para verificação macroscópica do sexo e do estágio de maturação gonadal, bem como para a retirada do estômago.

Posteriormente cada estômago foi avaliado conforme seu grau de repleção, que pode variar de 1 a 3, sendo que 1 significa estômago vazio; 2 – estômago parcialmente cheio e 3 – estômago completamente cheio (BRAGA, 1990).

Para as análises estatísticas dos dados de grau de repleção foram realizadas tabelas de contingência comparando as estações do ano e os pontos de coleta, com o auxílio do teste χ^2 , utilizando a correção de Yates, seguindo proposta adotada por Vanzolini (1993).

Após a classificação, os estômagos foram pesados em balança digital analítica (precisão de 0,01g) afim de se calcular o índice de repleção (IR), que é comumente usado para se verificar eventuais variações na quantidade de alimento que uma população está consumindo ao longo de um período e em locais diferentes (SOARES e APELBAUM, 1994).

I) Índice de repleção (IR):

$$IR = (Pe / Pt) \times 100$$

Pe: Peso do estômago.

Pt: Peso total do peixe, incluindo o estômago.

Após este processo o órgão foi transferido e conservado em solução de álcool etílico 70%.

Em seguida os itens alimentares foram retirados dos estômagos e identificados até o menor nível taxonômico possível através das descrições propostas por Needham & Needham (1982), Borror & DeLong (1988) e Costa (2006) além de consultas ao professor Dr. Edilberto Gianotti do departamento de Zoologia da UNESP, campus de Rio Claro.

Com o intuito de se comparar a alimentação de *A. fasciatus* ao longo do período de coleta e nos dois pontos de coleta, os resultados foram convertidos em índices. Desse modo foram utilizados os métodos de ocorrência e numérico, expressos pelas Frequências de ocorrência (F%) e Numérica (N%), comumente utilizadas neste tipo de estudo (HYNES, 1950; HYSLOP, 1980, ZAVALA CAMIM, 1996).

Entende-se como frequência de ocorrência, o número de estômagos nos quais cada item alimentar ocorreu, expresso como uma porcentagem do número total de estômagos que continham algum alimento (HYSLOP, 1980). A frequência numérica pode ser definida como sendo o número total de cada item alimentar, expresso como porcentagem do número total de itens encontrados (BOWEN, 1983). Será utilizado também o índice alimentar (IA), produto entre a frequência de ocorrência e frequência numérica (KAWAKAMI e VAZZOLER, 1980).

Nos cálculos de ambas as frequências só foram levados em conta os estômagos que contiverem algum item alimentar, descartando, desta maneira, os estômagos vazios.

II) Freqüência de ocorrência (F%):

$$F\% = (F_i / F_t) \times 100$$

F_i : Número total de estômagos onde ocorreu o item i .

F_t : Número total de estômagos com alimento.

III) Freqüência numérica (N%):

$$N\% = (N_i / N_t) \times 100$$

N_i : Número total do item alimentar i .

N_t : Número total de itens alimentares.

IV) Índice alimentar (IA):

$$IA = (F\%) \times (N\%)$$

F%: Freqüência de ocorrência.

N%: Freqüência numérica.

Para as análises estatísticas dos dados de F% dos itens alimentares encontrados nos estômagos de *A. fasciatus* foi utilizado o coeficiente de correlação de Spearman segundo a proposta adotada por Fritz (1974) correlacionando a alimentação desta espécie nas estações do ano e nos pontos de coleta.

Outro método importante no estudo de alimentação de peixes é o grau de preferência alimentar (GPA). Proposto por Braga em 1999, o GPA tem como objetivo principal quantificar a importância da participação dos itens alimentares ingeridos pelo peixe.

Os estômagos analisados estavam cheios de alimento, ou seja, apresentavam grau de repleção igual a 3, para padronizar a análise dos dados e os itens alimentares identificados por categoria taxonômica.

São atribuídos até quatro valores numéricos para os itens alimentares identificados, por estômago (BRAGA, 1999).

Quando em um determinado estômago ocorrer somente um item específico, dá-se valor 4 ao item desse respectivo estômago. Quando ocorrer mais de um item por estômago, adota-se o seguinte procedimento: aquele que preponderar receberá o valor 3, o que ocorrer de maneira intermediária, o valor 2, e o que ocorrer com baixa abundância, o valor 1 (BRAGA, 1999).

Numa situação de alimentação normal, os peixes utilizam de maneira variada os recursos alimentares, podendo ou não dar preferência a certo alimento. Após classificação dos

itens alimentares, a interpretação numérica passa então a ser $S_{(i)} / N$, onde $S_{(i)}$ é a soma dos valores atribuídos à abundância do item alimentar em questão e N , o número total de estômagos analisados para o método de GPA (BRAGA, 1999).

Assim os itens alimentares foram classificados segundo os seguintes parâmetros: GPA = 4: o item em questão tem preferência absoluta; $3 \leq \text{GPA} < 4$: o item em questão tem alto grau de preferência; $2 \leq \text{GPA} < 3$: o item em questão é preferencial, mas outros também são ingeridos; $1 \leq \text{GPA} < 2$: o item em questão é secundário; e $0 < \text{GPA} < 1$: o item em questão é ocasional (BRAGA, 1999).

3.9 – Gordura acumulada de *A. fasciatus*:

Após a incisão ventral os exemplares de *A. fasciatus* foram classificados conforme o grau de gordura acumulada (GA) na cavidade visceral seguindo classificação proposta por Braga (1990): GA = 1 (ausência de gordura); GA = 2 (presença de gordura) e GA = 3 (cavidade visceral repleta de gordura).

Para as análises estatísticas dos dados de gordura acumulada foram realizadas tabelas de contingência comparando as estações do ano e os pontos de coleta, com o auxílio do teste χ^2 , utilizando a correção de Yates, seguindo proposta adotada por Vanzolini (1993).

3.10 – Reprodução de *A. fasciatus*:

Assim como os estômagos, as gônadas de *A. fasciatus* também foram retiradas e secadas com o auxílio de um papel filtro afim de se retirar o excesso de umidade; em seguida foram pesadas com o intuito de se valer do índice gonadosomático (IGS), utilizado para inferir acerca do ciclo reprodutivo da espécie em questão. Para classificar o estágio de maturação, foram avaliados parâmetros como cor, forma, transparência, vascularização e visualização de ovócitos a olho nu e em lupa. A interpretação macroscópica desse material foi baseada na literatura corrente (ISAAC-NAHUM e VAZZOLER, 1983; BAZZOLI e GODINHO, 1991; VAZZOLER, 1996; MAZZONI e CARAMASCHI, 1997).

I) Índice gonadosomático (IGS):

$$\text{IGS} = (\text{Pg} / \text{Pt}) \times 100$$

Pg: Peso das gônadas.

Pt: Peso total do peixe, incluindo as gônadas.

A classificação do estágio de maturação das gônadas seguiu os seguintes padrões (NOMURA, 1975):

Estádio A: Imaturos. Gônadas vazias, sem nenhum material em seu interior. Os ovários são muito finos e transparentes; já os testículos são fios finíssimos, transparentes e cinzento-esbranquiçado.

Estádio B: Repouso ou em maturação. Ovários vão se alargando progressivamente, cada vez mais vascularizados, de coloração variando desde o alaranjado e avermelhado até o cinzento rosado ou esverdeado, surgindo os primeiros ovócitos. Os testículos tornam-se um pouco mais largos que o estágio A com coloração variando do creme ao branco.

Estádio C: Maduros. Torna-se possível a visualização de vasos sanguíneos nos ovários, que se tornam túrgidos, bem volumosos, e estufam o ventre do peixe, podendo apresentar coloração mais alaranjada. São cheios de óvulos uniformes, que medem aproximadamente 0,6 a 0,9 mm de diâmetro, e saem sob pressão. Os testículos por sua vez são também túrgidos, esbranquiçados, fluindo sob pressão.

Estádio D: Desova ou esgotados: Os ovários são saculiformes, com pouco ou nenhum óvulo. Apresentam coloração que varia do roxo ao avermelhado, suas paredes são mais finas e flácidas apresentando um aspecto hemorrágico. Os testículos também são flácidos, sanguíneos ou roxos, com pouco ou nenhum espermatozóide.

De posse dos dados referentes aos estágios de maturação gonadal das fêmeas e dos machos e do acompanhamento dos valores referentes aos índices gonadossomáticos de ambos os sexos ao longo do período de coleta, pôde-se estimar a época reprodutiva de *A. fasciatus*, bem como sua duração, nos dois locais de estudo (JONS e MIRANDA, 1997).

Para as análises estatísticas dos dados de estágios de maturação foram realizadas tabelas de contingência comparando as estações do ano e os pontos de coleta, com o auxílio do teste χ^2 , utilizando a correção de Yates, seguindo proposta adotada por Vanzolini (1993).

4. Resultados

4.1 - Análise da diversidade:

Foram coletados no total 1274 exemplares distribuídos em 26 espécies de peixes nas quatro coletas realizadas. Os dados com todas as espécies e a distribuição dos exemplares capturados por local e estação encontram-se sumarizados nas Tabelas 1 e 2.

No ponto 1 – área menos poluída (Tabela 1), foram coletados 1121 exemplares de 26 espécies nas estações cheia e seca. Na estação cheia foram capturados 401 indivíduos pertencentes a 19 espécies enquanto que na estação seca foram coletados 720 indivíduos distribuídos em 24 espécies.

No ponto 2 – área mais poluída (Tabela 2), foram coletados 153 exemplares de 14 espécies. Na estação cheia, foram capturados 141 indivíduos distribuídos em 11 espécies, enquanto que na estação seca foram coletados 12 indivíduos pertencentes a 6 espécies.

O número de indivíduos (N) foi utilizado para calcular a proporção de cada espécie (p_i) e, juntamente com a riqueza, representada pelo total de espécies (S), foram calculados os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), índice de Pielou – equitabilidade (J), o índice de Margalef (D) e o índice de Simpson (λ).

Total: Ponto 1 x Ponto 2:

Em relação aos dois locais de coleta, levando em consideração os valores totais de peixes capturados no ponto 1 e no ponto 2; o índice de Shannon-Wiener (Figura 1) apresentou valor ($H' = 2,222$) maior no ponto 1 do que no ponto 2 ($H' = 1,435$). De acordo com o teste t houve diferença significativa entre os valores do índice de Shannon ($t = 7,73$; $p < 0,05$).

Complementando esta análise, o índice de Simpson também foi maior no ponto 1 ($\lambda = 0,8245$) do que no ponto 2 ($\lambda = 0,6454$) (Figura 2).

Ainda, o índice de Margalef (D) apresentou maior valor no ponto 1 ($D = 3,56$) do que no ponto 2 ($D = 2,584$) (Figura 3). A equitabilidade de Pielou (J) também seguiu a tendência dos dados anteriores, apresentando valor mais alto no ponto 1 ($J = 0,682$) (Figura 4).

Ponto 1: Cheia x Seca:

No ponto 1, variando a sazonalidade, foi observado que o índice de Shannon (Figura 5) variou significativamente de acordo com o teste t ($t = 2,0773$; $p < 0,05$) entre as estações cheia ($H' = 2,15$) e seca ($H' = 1,992$). O índice de Simpson (Figura 6) também variou entre as estações, apresentando maior valor no período da cheia ($\lambda = 0,8216$). Entretanto, o índice de Margalef (Figura 7) foi maior na seca ($D = 3,496$), enquanto a equitabilidade (Figura 8) apresentou maior valor na estação cheia ($J = 0,7305$).

Ponto 2: Cheia x Seca:

No ponto 2, variando a sazonalidade, foi possível observar que o índice de Shannon (Figura 9) não mostrou diferença significativa, de acordo com o teste t ($t = 0,4859$; $p > 0,05$), quando se comparou as estações cheia ($H' = 1,35$) e seca ($H' = 1,6333$). O índice de Simpson (Figura 10) apresentou maior valor nas coletas realizadas na estação seca ($\lambda = 0,7778$), enquanto que o índice de Margalef (Figura 11) foi muito similar entre as estações cheia ($D = 2,021$) e seca ($D = 2,012$). Já a equitabilidade (Figura 12) apresentou maior valor na estação seca ($J = 0,9112$).

Cheia: Ponto 1 x Ponto 2:

Após comparação de teste t ($t = 7,32$; $p < 0,05$) observou-se que o índice de Shannon (Figura 13) foi maior no ponto 1 ($H' = 2,15$) do que no ponto 2 ($H' = 1,35$). Ainda, o índice de Simpson (Figura 14) apresentou maior valor no ponto 1 ($\lambda = 0,8216$), assim como o índice de Margalef ($D = 3,003$) (Figura 15). A equitabilidade (Figura 16) também apresentou maior valor no ponto 1 ($J = 0,7305$).

Seca: Ponto 1 x Ponto 2:

Na época seca, após comparação dos dados dos dois pontos de coleta e aplicação do teste t ($t = 2,62$; $p < 0,05$), o índice de Shannon (Figura 17) apresentou novamente diferença significativa sendo que a maior diversidade, de acordo com este índice, foi o ponto 1 ($H' = 1,992$).

O índice de Simpson (Figura 18) apresentou valores similares, já que os valores do ponto 1 ($\lambda = 0,7762$) e do ponto 2 ($\lambda = 0,7778$) foram semelhantes. O índice de Margalef (Figura 19) foi maior no ponto 1 ($D = 3,496$), porém a equitabilidade (Figura 20) apresentou valor maior no ponto 2 ($J = 0,9112$).

4.2 - Temperatura e pluviosidade:

Os dados das temperaturas médias e pluviosidade total de cada mês encontram-se sumarizados na Figura 21.

O mês que registrou maior taxa de pluviosidade foi o mês de Janeiro (286,6 mm), enquanto o mês de Abril apresentou menor taxa (25,3 mm). A temperatura média mais alta foi registrada no mês de Março (25,62 °C), enquanto a menor foi relatada no mês de junho (17,49 °C).

4.3 - Análise da água:

A maioria dos valores de análise d'água variaram em relação às estações do ano e entre os pontos de coleta. Os resultados com todos os dados de cada parâmetro estudado por coleta encontram-se respectivamente sumarizados nas tabelas 3, 4, 5 e 6.

As temperaturas d'água mantiveram-se constantes entre os locais dentro de cada coleta, sendo que o valor mais alto foi na primeira coleta (fevereiro; $T = 23,5$ °C), e o mais baixo na terceira coleta (julho; $T = 16$ ° C).

A taxa de oxigênio dissolvido (Figura 22) teve seu maior valor – OD = 8,03 mg/l, no ponto 1 na coleta 2 (maio) e, no ponto 2 este valor correspondeu a 5,9 mg/l na coleta 3 (julho). Já o menor valor de OD no ponto 1 foi na quarta coleta (setembro; 5,22 mg/l), enquanto que no ponto 2 este parâmetro apresentou menor valor na segunda coleta (maio; 2,77 mg/l).

A condutividade (figura 23) variou entre 64 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (coleta 3 – julho) e 70 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (coleta 1 – fevereiro) no ponto 1 e, no ponto 2 entre 62 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (coleta 4 – setembro) e 244 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (coleta 2 – maio).

Os valores de sólidos totais dissolvidos (figura 24) apresentaram maior valor no ponto 1 na primeira coleta (fevereiro; 45 mg/l) e menor valor na terceira coleta (julho; 42 mg/l). Já no ponto 2 este parâmetro variou entre 41 mg/l na quarta coleta (setembro) e 159 mg/l na segunda coleta (maio).

A salinidade (figura 25) manteve-se constante no ponto 1 apresentando valor igual a 0,03‰ em todas as coletas. Já no ponto 2 este parâmetro variou entre 0,03‰ (coleta 4 – setembro) e 0,12‰ (coleta 2 – maio).

O pH (Figura 26) teve seu maior valor no ponto 1 na coleta 4 (setembro; pH = 6,4) e menor valor na coleta 2 (maio; pH = 6,01). No ponto 2 o potencial hidrogeniônico variou entre 6,14 (coleta 2 – maio) e 7,2 (coleta 4 – setembro).

No ponto 1 a turbidez (Figura 27) variou entre 16,3 NTU (coleta 1 – fevereiro) e 237 NTU (coleta 4 – setembro). No ponto 2 este parâmetro variou entre 35,8 NTU (coleta 1 – fevereiro) e 250 NTU (coleta 4 – setembro).

Os valores de nitrogênio amoniacal (Figura 28) relacionados ao ponto 1 apresentaram-se mais elevados na quarta coleta (setembro; $\text{NH}_4^+ = 0,53$ mg/l), enquanto que os menores valores ainda no ponto 1 foram registrados na terceira coleta (julho; $\text{NH}_4^+ = 0,2$ mg/l). Já no ponto 2 este parâmetro apresentou maior valor na coleta 2 (maio; $\text{NH}_4^+ = 8,24$) e menor valor na coleta 4 (setembro; $\text{NH}_4^+ = 0,8$ mg/l).

No ponto 1 o nitrato (Figura 29) apresentou valores similares nas coletas 1 e 2 (respectivamente fevereiro e maio; $\text{NO}_3^{-2} = 0,7$ mg/l) e nas coletas 3 e 4 (respectivamente julho e setembro; $\text{NO}_3^{-2} = 1,1$ mg/l). Já no ponto 2 o menor valor relatado para o NO_3^{-2} foi na coleta 1 (fevereiro; 0,9 mg/l), enquanto que o maior valor foi na coleta 3 (julho; 3,7 mg/l).

O nitrito (Figura 30) teve seu menor valor no ponto 1 na coleta 3 (julho; $\text{NO}_2^- = 0,008$ mg/l) e maior valor na coleta 4 (setembro; $\text{NO}_2^- = 0,024$ mg/l). No ponto 2 o menor valor de nitrito foi relatado na coleta 4 (setembro; $\text{NO}_2^- = 0,02$ mg/l) e o maior valor na coleta 2 (maio; $\text{NO}_2^- = 0,042$ mg/l).

Os valores de cor (Figura 31) relacionados ao ponto 1 apresentaram menor valor na coleta 3 (maio; Cor = 142 mg Pt-Co/l) e maior valor na coleta 4 (setembro; Cor = 1451 mg Pt-Co/l). Já no ponto 2 este parâmetro variou entre 332 mg Pt-Co/l (coleta 1 – fevereiro) e 1409 mg Pt-Co/l (coleta 4 – setembro).

Os valores de coliformes totais (Figura 32) relacionados ao ponto 1 variaram entre 2419,2 (coleta 1 – fevereiro) e 24192 (coleta 4 – setembro). No ponto 2 os valores de coliformes totais variaram entre 88400 (coleta 4 – setembro) e 19863000 (coleta 2 – maio).

Ainda, os valores de coliformes fecais (Figura 33) relacionados ao ponto 1 apresentaram menor valor na coleta 3 (julho; 230) e maior valor na coleta 4 (setembro; 17329). No ponto 2 este parâmetro registrou menor valor na coleta 4 (setembro; 41000) e maior valor na coleta 2 (maio; 2224000).

Os dados da demanda química de oxigênio (DQO) (Figura 34) do ponto 1 variaram entre 11 mg/l (coleta 3 – julho) e 30 mg/l (coleta 4 – setembro). No ponto 2 o menor valor registrado da DQO foi 34 mg/l (coleta 4 – setembro), já o maior valor – 108 mg/l, se apresentou na coleta 2 (maio).

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (Figura 35) do ponto 1 apresentou menor valor na coleta 3 (julho; 21 mg/l) e maior valor na coleta 1 (fevereiro; 36 mg/l). Já o menor valor da DBO do ponto 2 foi registrado na coleta 4 (setembro; 19 mg/l) e o maior valor na coleta 2 (maio; 128 mg/l).

Os valores de fósforo total dissolvido (Figura 36) no ponto 1 variaram de 55,785 µg/l (coleta 1 – fevereiro) a 202,0 µg/l (coleta 2 – abril). No ponto 2 os valores foram maiores, variando de 60,34 µg/l (coleta 4 – setembro) a 943,7 µg/l (coleta 2 – abril).

Os dados de ortofosfato (Figura 37) no ponto 1 variaram de 16,37 µg/l (coleta 1 – fevereiro) a 58,5 µg/l (coleta 3 – julho). No ponto 2 os valores de ortofosfato foram maiores, variando de 44,19 µg/l (coleta 4 – setembro) a 839,1 µg/l (coleta 2 – abril).

4.4 - Condição de *A. fasciatus*:

O número de exemplares de *A. fasciatus* na estação seca no ponto 2 foi muito baixo (4 indivíduos) e, para uma melhor visualização dos resultados do fator de condição da espécie em questão, foi realizada a relação peso/comprimento de todos os indivíduos de *A. fasciatus* capturados em todas as coletas por representarem a mesma população.

Assim, após plotagem de todos os dados de peso e comprimento dos indivíduos de *A. fasciatus* em um gráfico (Figura 38), foi calculado o coeficiente angular (b), através de uma curva de tendência. O valor de b para a relação peso/comprimento de todos os exemplares foi 2,9383.

Os resultados com as médias dos fatores de condição de cada estação para cada ponto encontram-se sumarizados na Figura 39.

O fator de condição de *A. fasciatus* no ponto 1 na estação cheia apresentou valor médio de $K = 0,026143$, enquanto que na estação seca o valor da média registrada foi $K = 0,026920$.

No ponto 2 na estação cheia os indivíduos de *A. fasciatus* tiveram um valor médio do fator de condição igual a $K = 0,026577$. Já na estação seca a média do fator de condição foi $K = 0,028485$.

Os dados do fator de condição de todos os exemplares do ponto 1 e do ponto 2 foram comparados, analisados e, de acordo com o teste t ($t = 0,0288$; $p > 0,05$), não foram observadas diferenças significativas.

Quando se comparou os valores do fator de condição do ponto 1 nas estações cheia e seca foi observada diferença significativa, de acordo com o teste t ($t = 2,42$; $p < 0,05$). No ponto 2, comparando o fator de condição de *A. fasciatus* nas estações cheia e seca não foram observadas diferenças significativas de acordo com o teste t ($t = 1,27$; $p > 0,05$).

Comparando o fator de condição da estação cheia nos pontos 1 e 2, não foram observadas diferenças significativas através dos resultados demonstrados pelo teste t ($t = 1,14$; $p > 0,05$). O mesmo foi registrado pela estação seca, que também não apresentou diferença significativa para o fator de condição de *A. fasciatus* entre os pontos 1 e 2, de acordo com o teste t ($t = 1,02$; $p > 0,05$).

4.5 - Alimentação de *A. fasciatus*:

Foram analisados 387 estômagos de *Astyanax fasciatus* no total. Na estação cheia foram analisados 214 estômagos, enquanto que na estação seca foram analisados 173 estômagos.

4.5.1 - Grau de repleção (GR):

No ponto 1 – área antes do despejo de esgoto – na estação cheia, foram analisados 138 estômagos (Figuras 40 e 41). Desses, 66 (47,8%) apresentaram $GR = 1$ (estômago vazio). Esta mesma proporção foi observada para $GR = 2$ (estômago parcialmente repleto) enquanto que para $GR = 3$ (estômagos repletos) foram analisados 6 estômagos (4,4%).

Ainda no ponto 1, porém analisando os dados da estação seca, foram analisados 175 estômagos de *A. fasciatus*. Desses, 103 (58,8%) foram classificados como $GR = 1$, enquanto

que 60 (34,3%) estômagos foram classificados como GR = 2. Além disso, foram classificados 6 (6,9%) estômagos com GR = 3.

No ponto 2 – área após o despejo de esgoto – na estação cheia, foram analisados 76 estômagos (Figuras 42 e 43). Desses, 8 (10,5%) estômagos apresentaram GR = 1, enquanto que 53 (70,6%) estômagos foram classificados com GR = 2 e 15 (18,9%) estômagos com GR = 3. Na estação seca foram registrados apenas 4 estômagos. Desses, 2 (50%) foram classificados com GR = 1 e, seguindo esta mesma proporção foram classificados 2 (50%) estômagos com GR = 2.

Após a elaboração de uma tabela de contingência e posterior análise do teste χ^2 , Os dados de grau de repleção de todos os indivíduos do ponto 1 e do ponto 2 foram comparados e apresentaram diferença significativa ($\chi^2 = 51,74$; $p < 0,05$).

Comparando o grau de repleção das estações cheia e seca no ponto 1 o teste χ^2 também apontou diferenças significativas ($\chi^2 = 4,67$; $p < 0,05$). Após análise dos dados de grau de repleção das estações cheia e seca no ponto 2 o teste χ^2 não apontou diferenças significativas ($\chi^2 = 2,2166$; $p > 0,05$).

Os dados de grau de repleção dos pontos 1 e 2 na estação cheia, apontaram diferenças significativas ($\chi^2 = 32,85$; $p < 0,05$) de acordo com o teste de χ^2 . Entretanto os dados dos pontos 1 e 2 da estação seca não registraram diferenças significativas ($\chi^2 = 0,0977$; $p > 0,05$), demonstrando igualdade entre as amostras estudadas.

4.5.2 - Índice de repleção (IR):

Após o cálculo dos índices de repleção de cada indivíduo de *A. fasciatus*, foi calculada a média do índice de repleção para cada grau de repleção que os estômagos apresentaram.

Na estação cheia (Figura 44) no ponto 1, observou-se que os estômagos classificados com grau de repleção 1 apresentaram média de 0,69, os estômagos classificados com GR = 2 tiveram média igual a 0,92 e os classificados com GR = 3 registraram média de 2,79. Ainda na estação cheia, porém avaliando as médias do índice de repleção do ponto 2, constatou-se que os estômagos com GR = 1 tiveram média de 0,78, os estômagos com GR = 2 registraram média dos índices de repleção de 1,78 e os estômagos com GR = 3 registraram média igual a 3,23.

Já na estação seca (Figura 45), no ponto 1 constatou-se que os estômagos classificados com GR = 1 apresentaram média do índice de repleção igual a 1,09, enquanto que no ponto 2 este valor apresentou média de 0,92. No ponto 1, os estômagos classificados com GR = 2

registraram média do índice de repleção de 2,22, enquanto que no ponto 2 esta média apresentou valor de 2,27. Já os estômagos com GR = 3 tiveram uma média dos valores de índice de repleção no ponto 1 de 3,04 enquanto que no ponto 2 não houve nenhum estômago com GR = 3.

4.5.3 - Gordura acumulada (GA):

Após classificação dos indivíduos conforme a quantidade de gordura acumulada (GA), observou-se que no ponto 1 na estação cheia (Figuras 46 e 47) 65 (47,10%) indivíduos de *A. fasciatus* apresentaram GA = 1 (sem gordura acumulada), enquanto que no ponto 2 foram registrados 21 (27,63%) exemplares com esta classificação. Ainda na estação cheia, em relação aos indivíduos com GA = 2 (cavidade visceral parcialmente repleta de gordura), foram encontrados 53 (38,41) indivíduos no ponto 1, enquanto que no ponto 2 este valor correspondeu a 35 (46,05%). Os indivíduos com GA = 3 (cavidade visceral repleta de gordura) no ponto 1 corresponderam a 20 (14,49%), o mesmo número registrado para o ponto 2, porém com percentual diferente (26,32%).

Já na estação seca (Figuras 48 e 49) foram capturados 20 (11,8%) exemplares com GA = 1 no ponto 1, enquanto que no ponto 2 não foram coletados nenhum indivíduo de *A. fasciatus* com esta classificação de gordura acumulada. Com relação a GA = 2 foram registrados 56 (33,1%) exemplares no ponto 1 e apenas 1 (25%) indivíduo no ponto 2. A classificação de GA = 3 no ponto 1 correspondeu a 93 (55,1%) indivíduos, enquanto que no ponto 2 o valor registrado foi de 3 (75%) exemplares.

Os dados de gordura acumulada de todos os indivíduos do ponto 1 e do ponto 2 foram comparados e não apresentaram diferença significativa ($\chi^2 = 2,24$; $p > 0,05$).

Comparando a gordura acumulada dos indivíduos de *A. fasciatus* das estações cheia e seca no ponto 1 o teste de χ^2 apresentou diferenças significativas ($\chi^2 = 4,67$; $p < 0,05$). Entretanto, após avaliação dos dados de gordura acumulada das estações cheia e seca no ponto 2, não foram observadas diferenças significativas ($\chi^2 = 2,2166$; $p > 0,05$) de acordo com o teste de χ^2 .

Os dados de gordura acumulada dos pontos 1 e 2 na estação cheia, apontaram diferenças significativas ($\chi^2 = 7,72$; $p < 0,05$) de acordo com o teste de χ^2 . Entretanto os dados dos pontos 1 e 2 da estação seca não registraram diferenças significativas ($\chi^2 = 0,064$; $p > 0,05$).

4.5.4 - Itens alimentares:

Após análise do conteúdo gástrico, os dados sobre os itens alimentares e a quantidade de estômagos com o determinado item de *A. fasciatus* foram organizados e encontram-se sumarizados nas Tabelas 7, 8, 9 e 10.

Na estação cheia no ponto 1 (Tabela 7) foram encontrados 34 diferentes tipos de itens alimentares, totalizando assim 84 itens em 72 estômagos analisados. Os itens que mais ocorreram na dieta de *A. fasciatus* no ponto 1 na estação cheia foram larvas de Chironomidae (30 em 4 estômagos), pupas de Culicidae (14 em 2 estômagos) e escamas (12 em 6 estômagos). Ainda, relatou-se que em 56 estômagos foram encontrados restos vegetais, em 41 foram encontradas algas filamentosas e em 29 estômagos foram registrados restos de semente.

No ponto 2 na estação cheia (Tabela 8) foram relatados 42 diferentes tipos de itens alimentares, com um total de 939 itens em 68 estômagos analisados. Os itens que mais ocorreram na dieta de *A. fasciatus* na estação cheia no ponto 2 foram: pupas de Culicidae (275 em 36 estômagos), larvas de Culicidae (218 em 6 estômagos) e larvas de Chironomidae (131 em 19 estômagos). Ainda, em 48 estômagos foram encontrados restos de inseto e em 41 restos de Diptera.

Na estação seca no ponto 1 (Tabela 9) foram registrados 28 diferentes tipos de itens alimentares, com 141 itens em 67 estômagos analisados. Os itens que mais ocorreram na dieta de *A. fasciatus* na estação seca no ponto 1 foram pupa de Culicidae (63 em 8 estômagos), larva de Nematocera (33 em 10 estômagos) e larva de Chironomidae (9 em 4 estômagos). Ainda, em 54 estômagos foram encontrados restos vegetais, em 24 estômagos algas filamentosas e em 22 estômagos foram registrados restos de semente.

Na estação seca no ponto 2 (Tabela 10) foram analisadas apenas 6 diferentes tipos de itens alimentares, totalizando 2 itens em dois estômagos, sendo que larva de Nematocera e fruto foram encontrados apenas uma vez.

4.5.5 - Frequências de Ocorrência (F%) e Numérica (N%):

Após a contabilização dos valores de cada item alimentar foram realizados os cálculos de frequência de ocorrência e numérica, que se encontram sumarizados em Figuras.

No ponto 1 na estação cheia (Figura 50) os itens com maior frequência de ocorrência (F%) foram restos vegetais (77,7%), algas filamentosas (56,9%) e restos de semente (40,3%).

Já os itens com maior frequência numérica (N%) encontrados nos estômagos de *A. fasciatus* foram larvas de Chironomidae (35,7%), pupas de Culicidae (16,6%) e escamas (14,3%).

Os itens com maior frequência de ocorrência (F%) no ponto 2 na estação cheia (Figura 51) foram respectivamente restos de inseto (70,6%), restos de Diptera (60,3%) e pupas de Culicidae (52,9%). Enquanto que os itens com maior frequência numérica (N%) foram pupas de Culicidae (29,3%), larvas de Culicidae (23,2%) e larvas de Chironomidae (13,9%).

No ponto 1 na estação seca (Figura 52) os itens com maior frequência de ocorrência (F%) foram restos vegetais (80,59%), seguido por algas filamentosas (35,8%) e restos de semente (32,8%). No caso da frequência numérica (N%) os itens com maior porcentagem foram pupas de Culicidae (44,7%), larvas de Nematocera (23,4%) e larvas de Chironomidae (6,38%).

Ainda na estação seca, no ponto 2 (Figura 53) foi constatado que todos os itens coletados apresentaram mesma frequência de ocorrência ($F\% = 50\%$). O mesmo aconteceu para a frequência numérica (N%) com os itens semente e larvas de Nematocera.

Os dados referentes a frequência de ocorrência de todos os itens alimentares de *Astyanax fasciatus* foram comparados para os pontos 1 e 2 através do coeficiente de correlação de Spearman e foram observadas diferenças significativas ($t = 3,58$; $p < 0,05$) neste período.

No ponto 1 nas estações cheia e seca, as amostras também demonstraram diferenças significativas ($t = 4,75$; $p < 0,05$) na alimentação de *A. fasciatus*. Já no ponto 2, nas estações cheia e seca, os dados das amostras constatarem similaridade na alimentação desta espécie ($t = 1,81$; $p > 0,05$).

Na estação cheia nos pontos 1 e 2, foram observadas diferenças significativas ($t = 2,14$, $p < 0,05$) na alimentação de *A. fasciatus*. O mesmo foi constatado para a estação seca nos pontos 1 e 2 ($t = 2,26$; $p < 0,05$).

4.5.6 - Índice alimentar (IA):

Na estação cheia no ponto 1 (Figura 54), observou-se que os itens alimentares de maior importância para *A. fasciatus* foram larvas de Chironomidae (198,4), escamas (119,0) e pupas de Culicidae (46,3).

Em relação aos dados do índice alimentar do ponto 2 na estação cheia (Figura 55), os itens de maior importância alimentar foram pupas de Culicidae (1550,4), seguido por larvas de Nematocera (609,8) e larvas de Chironomidae (389,8).

Na estação seca no ponto 1 (Figura 56) os dados demonstraram que os itens de maior importância alimentar de acordo com o IA foram pupas de Culicidae (533,5), larvas de Nematocera (349,3) e sementes (59,3).

No ponto 2 na estação seca (Figura 57) os dados registraram que tanto o item alimentar fruto quanto larvas de Nematocera apresentaram valores iguais (2500).

4.5.7 - Grau de preferência alimentar (GPA):

No ponto 1 na estação cheia (Tabela 11) os itens com maior preferência alimentar foram frutos (secundário), quirera (secundário) – item alimentar consequente da seiva praticada pelos pescadores do local e algas filamentosas (ocasional).

Na estação cheia no ponto 2 (Tabela 12) os itens com maior preferência alimentar foram restos de Diptera e restos de semente (secundários), e pupas de Culicidae (ocasional).

No ponto 1 na estação seca (Tabela 13) os itens com maior preferência alimentar foram restos vegetais e restos de Diptera (secundários) e restos de semente (ocasional).

Na estação seca no ponto 2 não foi possível classificar os itens com maior preferência alimentar já que não foram registrados nenhum estômago repleto de alimento (GR = 3).

4.6 - Reprodução de *A. fasciatus*:

4.6.1 - Estádio de maturação gonadal:

Após classificação dos estádios de maturação gonadal para cada indivíduo observou-se que na estação cheia (Figuras 58 e 59) o número de fêmeas imaturas (A) no ponto 1 – área antes do despejo de esgoto, foi igual a 5 (3,6%), enquanto que no ponto 2 – área após o despejo de esgoto, o número de fêmeas imaturas (A) foi 2 (2,6%). Em relação à quantidade de fêmeas em maturação (B) o ponto 1 relatou 48 (35%) exemplares com esta classificação, enquanto que no ponto 2 o valor relatado foi 18 (23,7%). Ainda na estação cheia o ponto 1 apresentou 47 (34,3%) fêmeas maduras (C), já o ponto 2 registrou 28 (36,8%). Fêmeas desovadas (D) não foram registradas na estação cheia.

Os números de machos também foram avaliados e, na estação cheia (Figuras 58 e 59), no ponto 1 foram relatados 2 (1,5%) machos imaturos (A), 29 (21,1%) machos em maturação (B) e 6 (4,5%) machos maduros (C). No ponto 2 foram registrados 5 (6,6%) machos A, 15 (19,7%) machos B e 8 (10,6%) machos C.

Em relação à estação seca (Figuras 60 e 61), de acordo com os dados da amostra, observou-se que o número de fêmeas A no ponto 1 foi 19 (11,2%) enquanto que no ponto 2 não foi coletada nenhuma fêmea neste estágio de maturação. O número de fêmeas B no ponto 1 foi 32 (18,9%), já no ponto 2 o valor registrado foi 2 (50%). As fêmeas C tiveram 33 (19,5%) representantes no ponto 1, enquanto que no ponto 2 o número de exemplares foi 1 (25%). Ainda na estação seca, foram relatadas 2 (1,2%) fêmeas D somente no ponto 1.

Os valores correspondentes à quantidade de machos na estação seca também foram analisados (Figuras 60 e 61). No ponto 2 foi registrado somente 1 (25%) macho, que apresentava estágio de maturação gonadal C. No ponto 1 o número correspondente a machos A foi 28 (16,6%), a machos B 44 (26%) e a machos C 11 (6,6%).

Os dados de estádios de maturação gonadal de todos os exemplares de *A. fasciatus* foram analisados comparando os pontos 1 e 2 e foi observado que não houve diferenças significativas ($\chi^2 = 5,947$; $p > 0,05$) de acordo com o teste de χ^2 .

No ponto 1 nas estações cheia e seca foi constatado que houve diferenças significativas ($\chi^2 = 34,57$; $p < 0,05$) dos dados de estádios de maturação de *A. fasciatus* de acordo com o teste de χ^2 . Entretanto, no ponto 2, ainda comparando os dados das estações cheia e seca, foi registrado igualdade entre as amostras ($\chi^2 = 2,30$; $p > 0,05$) de acordo com o teste de χ^2 .

Na estação cheia comparando os dados de estágio de maturação dos pontos 1 e 2, foi constatado igualdade ($\chi^2 = 6,15$; $p > 0,05$) entre as amostras coletadas. Os dados da estação cheia dos pontos 1 e 2 também não registraram diferenças significativas ($\chi^2 = 5,83$; $p > 0,05$).

4.6.2 - Índice Gonadossomático (IGS):

Foi calculada a média do índice gonadossomático (IGS) para cada estágio de maturação e observou-se que na estação cheia (Figura 62) no ponto 1 as fêmeas imaturas (A) registraram média de 0,04, enquanto que no ponto 2 o valor relatado foi 2,21. As fêmeas em maturação (B) coletadas no ponto 1 tiveram média de 6,23, no ponto 2 a média foi 4,7. As fêmeas maduras (C) obtiveram as maiores médias de IGS, sendo que no ponto 1 este valor correspondeu a 12,6 e no ponto 2 o valor registrado foi 13,04. Fêmeas desovadas (D) não foram coletadas na estação cheia em nenhum dos pontos de coleta.

Ainda na estação cheia (Figura 62), os dados da amostra revelaram que os machos A do ponto 1 apresentaram média do IGS igual a 0,06, no ponto 2 o valor da média correspondeu a 0,04. Machos B coletados no ponto 1 registraram média de 1,36, enquanto que

no ponto 2 o valor relatado foi de 2,3. Os machos C obtiveram média igual a 4,96 no ponto 1, no ponto 2 a média do IGS correspondeu a 3,79.

Na estação seca o valor da média de IGS (Figura 63) das fêmeas A para o ponto 1 foi 0,92. As fêmeas B do ponto 1 registraram média de 5,27, as fêmeas C 10,79 e as fêmeas D 2,98. No ponto 2 na estação seca foi registrada somente a média do IGS para fêmeas B, com valor igual a 3,33.

Ainda na estação seca (Figura 63), o valor da média de IGS dos machos A no ponto 1 foi de 0,47, machos B 2,41 e os machos C registraram média do IGS igual a 5,02. No ponto 2 não foi possível realizar a média do IGS, já que foi coletado apenas um macho C.

5. Discussão

5.1 - Análise da qualidade da água:

Em termos ecológicos, a repercussão mais nociva da poluição em um corpo d'água é a queda nos níveis de oxigênio dissolvido, causada pela biodegradação aeróbia da matéria orgânica (HELLAELL, 1986). Outra consequência é a eutrofização ou o enriquecimento das águas com nutrientes (principalmente compostos de nitrogênio e fósforo) acarretando o excessivo crescimento de algas e macrófitas, cuja posterior decomposição conduz a quedas na concentração de oxigênio dissolvido na massa líquida. Esse processo é denominado de eutrofização (HELLAWELL, 1986; RHEINHEIMER, 1980) e pode provocar várias modificações nos corpos hídricos como o aumento de turbidez, geração de odor e sabor desagradáveis, mortandade de peixes e presença de algumas toxinas (MARGALEF, 1986; ESTEVES, 1988; MEYBECK et al., 1989).

Os resultados do presente trabalho demonstraram através das análises da água em conjunto com a diversidade da ictiofauna e a biologia de *Astyanax fasciatus* que o despejo de esgoto apresenta um efeito cascata na qualidade da água e, conseqüentemente, na assembléia de peixes.

O alto grau de matéria orgânica despejado no Ribeirão Claro acaba por gerar o aumento de microorganismos e assim o aumento do consumo de oxigênio que concorre com a comunidade da fauna aquática (ZANCHETTA et al., 2005). Foi possível observar na estação seca, já que as águas baixaram, em alguns trechos do rio onde foram encontradas árvores caídas de margem a margem, a alta quantidade de matéria orgânica e de fezes que ficaram represadas em galhos na superfície da água (Fotografias 7 e 8).

A queda da taxa de oxigênio dissolvido é muito significativa nos trechos iniciais à jusante de fortes lançamentos de esgotos. Além disso, a turbidez e a cor elevadas dificultam a

penetração dos raios solares e apenas poucas espécies resistentes às condições severas de poluição conseguem sobreviver (CETESB, 2009).

Foi observado que após o despejo de esgoto as taxas de oxigênio dissolvido foram menores em relação às amostras coletadas na área antes do despejo de esgoto, principalmente na estação seca. Isto se deve ao fato de que os níveis das águas do Ribeirão Claro diminuíram, porém a vazão do esgoto e o consumo de oxigênio pela fauna local permaneceram a mesma.

A análise de OD da coleta 3, em que esperava-se uma taxa de oxigênio muito menor no ponto 2, já que foi realizada no mês de julho (frio e pouco chuvoso), apresentou valor um pouco abaixo em relação ao ponto 1 e maior do que nas demais coletas com relação ao ponto 2. Este resultado pode ser explicado pelo fato de que a solubilidade dos gases diminui com a elevação da temperatura (SCHMIDT-NIELSEN, 2002). Como no mês de julho a temperatura média foi menor em relação aos meses da estação cheia, e a temperatura da água se mostrou a menor dentre o período de coleta, pode-se dizer que a solubilidade de oxigênio aumentou, aumentando assim a taxa de oxigênio dissolvido na água, mesmo que poluída.

Os esgotos sanitários e diversos efluentes industriais também provocam elevações na turbidez das águas. Alta turbidez reduz a fotossíntese da vegetação enraizada submersa e das algas. Esse desenvolvimento reduzido de plantas pode, por sua vez, suprimir a produtividade de peixes. Logo, a turbidez pode influenciar nas comunidades biológicas aquáticas (CETESB, 2009). Os resultados deste trabalho apontaram altos valores de turbidez para o ponto 2 (área após o despejo de esgoto) principalmente nas estações secas, onde o nível da água do Ribeirão Claro diminuiu drasticamente e o despejo de esgoto manteve a mesma taxa de vazão.

Outro parâmetro que influencia tanto a turbidez quanto a taxa de oxigênio dissolvido é a quantidade de sólidos totais dissolvidos. Em áreas com alto grau de poluição, como é o caso do ponto 2 deste estudo, as taxas de sólidos dissolvidos são mais altas. Tais sólidos podem causar danos aos peixes e à vida aquática. Eles podem se sedimentar no leito dos rios destruindo organismos que fornecem alimentos, ou também danificar os leitos de desova de peixes (CETESB, 2009).

Foi observado na estação seca, quando as águas baixaram, em alguns trechos após o despejo de esgoto do Ribeirão Claro, que as margens apresentavam um aspecto esbranquiçado e aveludado. Isso ocorre, pois os sólidos podem reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos rios, promovendo decomposição anaeróbia. Assim, altas concentrações de sólidos dissolvidos alteram a dinâmica da comunidade aquática (CETESB, 2009).

Observou-se também que a área após o despejo de esgoto do Ribeirão Claro apresentava alto grau de assoreamento, já que muitos dos sólidos dissolvidos se depositaram no fundo do rio, diminuindo assim sua profundidade.

A cor da água também é alterada pela ação da turbidez dos valores de sólidos totais dissolvidos. Os esgotos sanitários também se caracterizam por apresentarem predominantemente matéria em estado coloidal, o que afeta a análise da cor (CETESB, 2009). Foi observado nos resultados que os valores de cor foram muito diferentes nos dois pontos, ratificando ainda mais o fato do ponto 2 – área após o despejo de esgoto, ser um ambiente muito alterado e poluído.

Sabe-se que o nitrogênio pode ser encontrado nas águas nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. As duas primeiras chamam-se formas reduzidas e as duas últimas, formas oxidadas. Pode-se associar a idade da poluição com a relação entre as formas de nitrogênio. Ou seja, se for coletada uma amostra de água de um rio poluído e as análises demonstrarem predominância das formas reduzidas significa que o foco de poluição se encontra próximo (CETESB, 2009).

Os compostos de nitrogênio são nutrientes para processos biológicos. Além disso, os compostos de nitrogênio também são encontrados na urina e nas fezes de animais. São tidos como macro-nutrientes, pois, depois do carbono, o nitrogênio é o elemento exigido em maior quantidade pelas células vivas. Quando descarregados nas águas naturais conjuntamente com o fósforo e outros nutrientes presentes nos despejos, provocam o enriquecimento do meio tornando-o mais fértil e possibilitando o crescimento em maior extensão dos seres vivos que os utilizam, por exemplo bactérias (CETESB, 2009).

Tanto os valores de nitrogênio amoniacal, quanto de nitrato e nitrito foram muito maiores no ponto 2 do que no ponto 1 nas coletas 1, 2 e 3.

O fósforo aparece em águas naturais devido principalmente às descargas de esgotos sanitários. Nestes, os detergentes superfosfatados empregados em larga escala domesticamente constituem a principal fonte, além da própria matéria fecal, que é rica em proteínas (CETESB, 2009).

Assim como o nitrogênio, o fósforo constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos, ou seja, é um dos chamados macro-nutrientes, além disso, é exigido também em grandes quantidades pelas células (CETESB, 2009). Ainda, por ser nutriente para processos biológicos, o excesso de fósforo em esgotos sanitários e efluentes industriais, conduz a processos de eutrofização das águas naturais (CETESB, 2009).

Os fosfatos condensados são liberados na água. Entretanto, eles não estão disponíveis para absorção biológica até que sejam hidrolizados para ortofosfatos por bactérias (CETESB, 2009).

Novamente o ponto 2 registrou valores muito mais altos de fósforo e ortofosfato do que o ponto 1.

O ponto 2 apresentou alta concentração de bactérias do grupo coliforme, já que esta área recebe despejos de esgoto doméstico *in natura*. Este alto número de bactérias aumenta o consumo de oxigênio na água, aumentando também a demanda bioquímica de oxigênio, diminuindo então a taxa de oxigênio dissolvido.

A demanda química de oxigênio (DQO) também aumentou no ponto 2. Isso ocorre pelo fato de que no esgoto despejado sem tratamento existem substâncias químicas que degradam o oxigênio, diminuindo a taxa de OD e aumentando assim a taxa da DQO.

A condutância é um parâmetro que é altamente influenciado pelas variáveis sólidos dissolvidos e, em geral, nutrientes, salinidade e sais dissolvidos no corpo d'água. Níveis superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicam ambientes impactados (CETESB, 2009). No ponto 1 os resultados foram satisfatórios, já que nenhuma das quatro análises o valor foi acima de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Já no ponto 2 os resultados da análise da condutância ultrapassaram o limite.

Ainda, os resultados das análises de salinidade nos dois pontos apontaram maior quantidade de sais no ponto 2 – área após o despejo de esgoto, ratificando ainda mais os resultados da condutância.

A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia de diversas espécies. O efeito indireto do pH é muito importante, podendo em determinadas condições exercer efeitos sobre as solubilidades de diferentes nutrientes. Desta forma, as restrições de faixas de pH são estabelecidas para as diversas classes de águas naturais, tanto de acordo com a legislação federal (Resolução nº 20 do CONAMA, de junho de 1986), como pela legislação do Estado de São Paulo (Decreto nº 8468/76). Os critérios de proteção à vida aquática fixam o pH entre 6 e 9 (CETESB, 2009).

Apesar dos resultados mostrarem que as análises do pH estão na faixa que protege a vida segundo a CETESB, esta deve ser levada em consideração com as demais análises realizadas, já que o ambiente após o despejo de esgoto se demonstrou uma área muito poluída e impactada.

Foi possível observar através dos resultados das análises da água que o ponto 2 – área após o despejo de esgoto apresenta alto grau de poluição. Além disso, ficou evidente que os valores dos resultados das análises de condutividade, sólidos totais dissolvidos, salinidade,

turbidez, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito, coliformes totais e fecais, DBO, DQO, fósforo e ortofosfato, aumentaram principalmente na estação seca graças à queda do nível de água do Ribeirão Claro, o que diminui a capacidade de solubilização do rio.

É importante frisar que na coleta 4, realizada cinco dias após uma grande chuva registrada no 8º dia de setembro (62,2 mm – 2º dia mais chuvoso do ano na cidade de Rio Claro. Fonte: CEAPLA) os padrões dos resultados das análises da água foram alterados. O ponto 1 e o ponto 2 apresentaram resultados semelhantes para os parâmetros estudados, com exceção da quantidade de coliformes fecais e totais, maiores ainda no ponto 2. Porém este parâmetro apresentou valor muito alto, além dos demais registrados em coletas anteriores neste trabalho, no ponto 1. Isto ocorreu pois o Ribeirão Claro extravasou, a correnteza aumentou e o rio arrastou muitos materiais localizados nas margens, dentre eles fezes de animais como capivaras, comuns na região estudada. Desse modo, desde a cabeceira do rio, muita matéria orgânica foi se acumulando e foi arrastada com a correnteza, aumentando assim o número de coliformes totais e fecais no ponto 1.

Um parâmetro que não apresentou diferença nos dois pontos em todas as coletas foi a temperatura. Porém houve diferenças entre as coletas, já que estas foram realizadas em estações diferentes.

Variações de temperatura fazem parte do regime climático normal. Os corpos de água naturais apresentam variações sazonais, diurnas, além de estratificação vertical que alteram este parâmetro (CETESB, 2009).

A temperatura superficial é influenciada por fatores tais como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade. A elevação da temperatura em um corpo d'água geralmente é provocada por despejos industriais e usinas termoeletricas (CETESB, 2009), o que não foi observado neste trabalho.

Organismos aquáticos possuem limites de tolerância térmica, temperaturas ótimas para crescimento, temperatura preferida em gradientes térmicos e limitações de temperatura para migração, desova e incubação dos ovos (CETESB, 2009). Assim, como foi verificado no presente estudo, as variações na temperatura podem alterar a dinâmica da comunidade aquática.

5.2 - Diversidade:

Sabe-se que uma das causas inevitáveis da poluição é o declínio na riqueza de espécies (MAGURRAN e PHILLIP, 2001). Locais afetados pela poluição apresentam menor variedade

de vida aquática do que aqueles onde os níveis de poluição ainda não são aparentemente detectáveis (PATRICK, 1953).

Após o despejo de esgoto no Ribeirão Claro, pode-se notar uma diminuição da riqueza de espécies e aumento da abundância de algumas (CETRA, 2003). Por exemplo, invertebrados resistentes a essas condições, como larvas de Chironomidae e outros insetos da ordem Diptera, além da classe de Anelídeos, Oligochaeta, como *Tubifex tubifex*. Estes são organismos capazes de sobreviver a condições de anóxia por horas, além de serem detritívoros. Por não sofrerem competição ou predação, as populações desses invertebrados aumentam significativamente nessas áreas poluídas. Vale lembrar que esses animais podem ser vetores ou causadores de inúmeras doenças em humanos (GOULARD e CALISTO, 2003).

Juntando os dados de todas as coletas, comparando somente a diversidade entre o ponto 1 e o ponto 2, a diferença ficou muito clara. A diversidade é muito maior no ponto 1, já que esta área sofre pouca influência do despejo de esgoto, apresentando melhor qualidade da água.

Comparando a diversidade tanto na época cheia, quanto na seca, houve diferenças significativas entre os dois pontos, sendo que a diversidade no ponto 1 foi maior em todas as coletas, graças à melhor qualidade da água que este ambiente apresenta.

De acordo com Lowe-McConnell (1975) em riachos de regiões tropicais, as comunidades são afetadas por eventos climáticos sazonais de cheias e secas, interferindo no tamanho, composição, diversidade e disponibilidade de habitats. Isto tem efeito no comportamento populacional com relação à abundância ou à presença de espécies migratórias.

No ponto 1 foi registrado um aumento da riqueza de espécies e do número de indivíduos capturados na estação seca e, apesar deste resultado a estação cheia apresentou diversidade maior que a seca, justamente pelo fato das espécies apresentarem proporções similares, ou seja, maior equitabilidade.

O aumento do número de indivíduos e da riqueza de espécies na estação seca no ponto 1 se deve ao fato da água se apresentar em péssimas condições no ponto 2. Como poucos peixes conseguem sobreviver na área após o despejo de esgoto na seca, a grande maioria desloca-se rio acima em direção ao ponto 1, onde a água apresenta melhor qualidade. Assim pode-se dizer que houve uma concentração da ictiofauna no ponto 1 na estação seca, já que os peixes não conseguem subir mais o rio, pois acima deste ponto localiza-se uma barragem que impossibilita o acesso dos peixes e, abaixo encontra-se o despejo de esgoto, que restringe o ambiente a poucos organismos.

Seguindo o mesmo princípio, na estação cheia o número de indivíduos e da riqueza diminuem no ponto 1, pois algumas espécies de peixes, como *A. fasciatus*, *A. altiparanae*, *Cyphocarax modestus*, *Hypostomus strigaticeps* e *Callichthys callichthys* conseguem deslocar-se para o ponto 2 devido ao fato de que na estação cheia o nível das águas do rio aumenta e solubiliza as substâncias despejadas pelo esgoto, tornando a água menos poluída. Assim o número de espécies e indivíduos após o despejo de esgoto aumenta na estação chuvosa.

No ponto 2 não houve diferença significativa da diversidade da ictiofauna nas estações cheia e seca. A principal causa foi a baixa equitabilidade registrada na estação cheia, já que *A. fasciatus* foi a espécie dominante com 77 indivíduos, seguida por *A. altiparanae* com 35 exemplares e *Cyphocarax modestus* com 14. As outras nove espécies apresentaram valores variando entre 1 ou 4 indivíduos; o que fez diminuir a equitabilidade. Já na estação seca no ponto 2 apesar de muito baixo o número de indivíduos coletados a equitabilidade apresentou maior valor, o que aumentou o valor do índice de diversidade no local.

Apesar de não ter sido verificada nenhuma diferença na diversidade entre as coletas no ponto 2, fica evidente que a poluição altera a dinâmica da assembléia de peixes, já que na estação cheia foram coletados 141 exemplares de peixe, enquanto que na seca esse valor ficou restrito a apenas 12 indivíduos.

A baixa quantidade de oxigênio, em conjunto com as altas concentrações de bactérias, nitrogênio e fósforo, acentuados principalmente na estação seca, são fatores limitantes que restringem a permanência das espécies da ictiofauna no ponto 2.

Assim, as alterações ambientais, devido aos despejos de esgoto na parte inferior do Ribeirão Claro e à barragem do reservatório de captação municipal de água, determinam uma comunidade isolada de peixes com características distintas, em comparação com outras comunidades de peixes estudadas por Cetra (2003).

5.3 - Alimentação de *A. fasciatus*:

A onivoria é muito freqüente na alimentação de espécies do gênero *Astyanax* (COSTA e BRAGA, 1993; ESTEVES, 1996). Muitos trabalhos relatam a flexibilidade alimentar de *Astyanax* (ARCIFA et al., 1991; ESTEVES, 1996; VILELLA et al., 2002). Em geral essas espécies se utilizam de diversos itens alimentares, desde algas e plantas superiores até insetos e outros artrópodes (WOLFF et al., 2009).

A análise da alimentação de *A. fasciatus* no presente estudo evidenciou que a espécie em questão se comportou, de fato, como um onívoro devido à diversidade e à abundância de itens

alimentares que ocorreram durante o período estudado. Dos 52 itens encontrados nos estômagos de *A. fasciatus* 35 foram de origem animal, enquanto que 17 foram de origem vegetal.

De acordo com Winemiller e Winemiller (2003), a dieta da ictiofauna pode ser regulada pela modificação de hábitos graças às variações espaciais e sazonais. Esta afirmação considera que áreas e períodos distintos apresentam diferentes condições abióticas e disponibilidade de alimentos (WOLFF et al., 2009).

Em relação ao grau de repleção dos estômagos de *A. fasciatus*, o teste de χ^2 realizado para a estação cheia nos pontos 1 e 2 demonstrou diferença significativa. Este resultado pode ter ocorrido graças ao maior valor de estômagos registrados com GR = 3 (estômago repleto) no ponto 2. Assim, pode-se observar uma maior intensidade alimentar da espécie em questão na área após o despejo de esgoto.

Ainda, foi observado novamente, diferenças significativas entre as amostras de todos os dados de grau de repleção de *A. fasciatus* nos pontos 1 e 2. Neste caso, o resultado do teste de χ^2 foi claramente influenciado pela diferença das proporções dos dados de cada grau de repleção, dos estômagos de *A. fasciatus*, do ponto 1 e do ponto 2. Através dos resultados registrados, os estômagos apresentaram maior quantidade de alimento no ponto 2 – área após o despejo de esgoto. Desse modo, pode ser que neste local a abundância de itens alimentares seja maior do que no ponto 1 – área antes do despejo de esgoto.

É importante frisar que o grau de repleção (GR) e o índice de repleção (IR) são análises que se complementam. Pois, quanto maior o GR, maior o peso do estômago e maior o IR. Além disso, as médias dos respectivos índices de repleção demonstraram as diferenças entre estômagos com diferentes graus de repleção.

De acordo com os resultados apresentados observou-se que houve diferenças na alimentação de *A. fasciatus* entre as estações cheia e seca no ponto 1, entre os pontos 1 e 2 na estação cheia e na estação seca e entre os pontos 1 e 2.

No ponto 1, na estação cheia, observou-se que os indivíduos de *A. fasciatus* consumiram maior quantidade de itens alimentares, já na estação seca essa diversidade diminuiu.

Na estação cheia *A. fasciatus* se alimentou de itens de origem vegetal e animal em proporções mais semelhantes do que na estação seca. Este fato ocorreu, pois na estação cheia a oferta de alimento é maior do que na seca (LOWE-McCONNELL, 1999), assim *A. fasciatus* como uma espécie onívora e generalista se alimentou conforme as disponibilidades dos itens alimentares.

Observou-se também que na estação cheia algumas espécies de peixe, dentre elas *A. fasciatus* deslocam-se do ponto 1 – área antes do despejo de esgoto, para o ponto 2 – área após o despejo de esgoto, onde a disponibilidade de alimentos é alta e composta basicamente por larvas e pupas de Diptera e outros insetos – de acordo com as análises dos estômagos.

Como o esgoto na estação cheia no ponto 2 apresenta-se muito mais diluído e conseqüentemente a água menos poluída em relação à estação seca, muitos peixes conseguem sobreviver nestas condições, o que lhes é vantajoso em relação à obtenção do alimento.

Com este deslocamento de alguns peixes para o ponto 2 na estação cheia, a diversidade e o número de espécies registradas no ponto 1 diminui, podendo tornar maior também a oferta de alimento para as espécies residentes deste local.

Na estação seca esta situação se inverte, pois a qualidade da água no ponto 2 – área após o despejo de esgoto, diminui drasticamente, forçando a ictiofauna do local a deslocar-se para o ponto 1 – área antes do despejo de esgoto. Assim, houve um aumento do número de peixes e espécies registradas no ponto 1 na estação seca. Desse modo, a competição por alimento pode aumentar, diminuindo a diversidade e a disponibilidade de diferentes itens tanto para *A. fasciatus* quanto para as demais espécies da ictiofauna do Ribeirão Claro.

Conseqüentemente houve diminuição na quantidade de itens alimentares ingeridos por *A. fasciatus* na estação seca, além disso, a proporção de itens de origem animal e vegetal foram muito diferentes do que a encontrada na estação cheia.

No ponto 2 na estação seca foram coletados apenas 4 exemplares de *A. fasciatus* e analisados apenas 2 estômagos, assim o teste de correlação de Spearman não apresentou diferenças significativas entre as estações cheia e seca no ponto 2. Apesar deste resultado é possível verificar a diferença ocorrida na alimentação de *A. fasciatus* entre as estações no ponto 2, principalmente pela diferença de diversidade entre o número total de itens alimentares consumidos pela espécie em questão. Sendo que o número de itens consumidos na estação cheia (42) foi muito maior do que na estação seca (6).

Dois itens estranhos à alimentação natural de *A. fasciatus* foram registrados durante o período estudado: quirera e milho. Nos arredores do ponto 1 – área antes do despejo de esgoto, é comum a presença de vários pescadores. Estes, para atraírem os peixes, separam o local com quirera e milho. Em perguntas realizadas aos pescadores, constatou-se que eles levam os peixes para a casa para se alimentarem, porém um grande problema relatado pelo presente trabalho foi a presença destes itens nos estômagos de alguns exemplares de *A. fasciatus* no ponto 2 – área após o despejo de esgoto, em ambas as estações estudadas, provando que estes peixes se deslocam pelas duas áreas estudadas. Com isso, além de um

problema ecológico, os despejos de esgoto no Ribeirão Claro também podem causar vários problemas de saúde pública.

Através dos resultados observados pode-se dizer que *A. fasciatus* apresentou modificações na preferência alimentar devido às mudanças no nível e na qualidade da água, nas estações do ano e também com diferentes disponibilidades dos itens na natureza.

5.4 - Gordura acumulada de *A. fasciatus*:

Para a maioria dos animais, o consumo de alimentos e o gasto de energia permanecem aproximadamente iguais. Se o gasto de energia exceder o consumo de alimentos, o excesso de energia será coberto pelo consumo de substâncias corporais, primariamente gordura. Se o consumo de alimentos exceder a energia utilizada, o excedente será armazenado como gordura (SCHIMIDT-NIELSEN, 2002).

Através das análises dos testes de χ^2 foram observadas diferenças significativas entre os valores de gordura acumulada de *A. fasciatus* no ponto 1 nas estações cheia e seca, sendo que na seca, a maioria dos exemplares capturados desta espécie apresentaram GA = 3 (cavidade visceral repleta de gordura), enquanto que na cheia a maioria dos indivíduos coletados apresentaram GA = 1 (cavidade visceral sem gordura).

Na estação cheia, nos pontos 1 e 2 também foram verificadas diferenças estatísticas com relação à gordura acumulada de *A. fasciatus* de acordo com o teste de χ^2 . Isto se deve ao fato de que a proporção de exemplares com maior quantidade de gordura acumulada (GA = 2 ou GA = 3) encontravam-se no ponto 2.

Observou-se que *A. fasciatus* segue o padrão de acúmulo de gordura da maioria das espécies de peixes neotropicais de água doce, já que em ambos os pontos na estação cheia foram relatados poucos indivíduos com gordura acumulada igual a 3 e muitos com gordura acumulada igual a 1. Este resultado se inverteu na estação seca, onde a maioria dos exemplares de *A. fasciatus* apresentavam gordura acumulada igual a 3, proveniente da alimentação na estação chuvosa.

Em geral os peixes de riacho se alimentam principalmente na estação cheia e acumulam gordura para que realizem a desova e sobrevivam na época seca (LOWE-McCONNEL, 1999).

5.5 - Reprodução de *A. fasciatus*:

Em rios e riachos tropicais, as alterações nos níveis dos rios determinam variações na disponibilidade de itens alimentares e locais de desova para as espécies de peixe (LOWE-McCONNEL, 1999; VAZZOLER e MENEZES, 1992).

Em geral, indivíduos de *A. fasciatus* apresentam maturação gonadal nos períodos chuvosos, dentre eles primavera e verão (NOMURA, 1975; BARBIERI et al., 1982; SANTOS et al., 1995).

De acordo com os resultados apresentados no presente estudo, houve apenas diferenças significativas, de acordo com o teste de χ^2 , no ponto 1, quando se comparou as estações cheia e seca. Este resultado pode ter acontecido, pois o número de fêmeas foi diferente entre as estações e o número de machos imaturos (A), em maturação (B) e maduros (C) encontrados na estação seca foi maior do que os encontrados na estação cheia, assim, também podendo ter influenciado o resultado do teste.

As médias dos índices gonadossomáticos (IGS) não foram muito diferentes entre as estações e entre os períodos. O que se pode observar é que o valor dos índices gonadossomáticos foram maiores conforme se aumenta o estágio de maturação do animal, já que este também aumenta o número de material germinativo no interior das gônadas do peixe.

De acordo com os dados, acredita-se que tanto o ponto 1 quanto o ponto 2 podem ser apenas locais de alimentação de *A. fasciatus*, e não de desova, já que as amostras registraram poucas diferenças estatísticas entre os estádios de maturação desta espécie nos locais de coleta e nas estações estudadas. Ainda, a reprodução de *A. fasciatus* pode estar ocorrendo em algum lugar próximo ao ponto 1 – área antes do despejo de esgoto, já que mais à jusante do ponto 2 – área após o despejo de esgoto, o desenvolvimento dos alevinos seria praticamente impossível devido à péssima qualidade da água neste local. Além disso, o alto número de fêmeas em maturação (B) e maduras (C) capturadas durante todo o período de coleta pode ter sido influenciado pela alta pluviosidade registrada – até o mês de setembro (1026,3 mm), para o ano de 2009.

5.6 – Condição de *A. fasciatus*:

Em peixes, o fator de condição alométrico (K) reflete, através de variações sazonais, bióticas e abióticas, informações fisiológicas sobre o peixe em relação à sua condição. Este

parâmetro pode ser influenciado pela alimentação do peixe, acúmulo de gordura corpórea e desenvolvimento das gônadas (LE CREN, 1951).

Apesar de não apresentarem diferenças estatísticas, as médias do fator de condição de *A. fasciatus* no ponto 2 foram maiores do que as do ponto 1. Assim, pode ser que os peixes que conseguem sobreviver na área poluída apresentem melhor condição. Isso pode ter ocorrido devido à baixa competição por alimento, já que poucas espécies conseguem permanecer nas péssimas condições da água e à maior disponibilidade dos itens alimentares, o que pode levar a um aumento da alimentação dos peixes e também do peso do animal.

No presente estudo foi verificado apenas diferenças significativas de acordo com o teste t para os dados de fator de condição relacionados ao ponto 1 nas estações cheia e seca. Coincidentemente as análises de gordura acumulada e estádios de maturação destas coletas também foram significativamente diferentes. Assim, o resultado da diferença do fator de condição pode ser explicado pelo maior acúmulo de gordura de *A. fasciatus* na estação seca, além dos diferentes estádios de maturação gonadal registrados entre as estações no ponto 1.

Provavelmente, as outras comparações entre os pontos e entre as estações, não foram significativas devido ao fato de que os indivíduos coletados em ambos os pontos sejam da mesma população. Além disso, deve-se levar em conta o fato de que os peixes conseguem se deslocar de uma área para outra sem que haja uma barreira física impedindo este fluxo. Assim o fator de condição de *A. fasciatus* tende a ser muito similar nas estações do ano e nos pontos de coleta no Ribeirão Claro.

6. Conclusão

A sazonalidade e os despejos de esgoto *in natura* no Ribeirão Claro alteram a alimentação de *A. fasciatus*, já que houve diferenças na diversidade e na abundância de itens alimentares consumidos por esta espécie entre as áreas antes e depois do despejo de esgoto e entre as estações cheia e seca.

Ainda, a dinâmica e a diversidade da ictiofauna também são alteradas pela sazonalidade, pelos despejos de efluentes e pela barragem construída para a captação d'água do município de Rio Claro. Na estação seca, com a queda do nível d'água do Ribeirão Claro, a qualidade da água à jusante dos lançamentos diminuiu, restringindo ainda mais o ambiente, devido às limitações bióticas e abióticas impostas pelo meio às poucas espécies de peixe.

O local à jusante dos despejos é utilizado por espécies tolerantes à péssima qualidade d'água e à degradação ambiental para se alimentarem. O estudo de *A. fasciatus* demonstrou que os indivíduos que conseguem sobreviver na área após o despejo de esgoto aumentam seu peso devido à alta disponibilidade de itens alimentares neste local e, conseqüentemente acumulam gordura rapidamente.

Além de um caso de saúde pública, os despejos de esgoto no Ribeirão Claro também alteram os recursos hídricos, as relações ecológicas da fauna aquática e a diversidade da ictiofauna e seus organismos associados, tornando-se assim, um problema ambiental de grande escala para o município de Rio Claro.

7. Bibliografia

AGOSTINHO, C. A.; MOLINARI, S. L.; AGOSTINHO, A. A. & VERANI, J. R. Ciclo reprodutivo e primeira maturação sexual de fêmeas de lambari, *Astyanax bimaculatus* do rio Ivaí, Estado do Paraná. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 44, n. 1, p. 31-36, 1984.

AGOSTINHO, A. A.; JULIO, H. F.; PETRERE, M. Itaipu reservoir (Brazil): impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheires. In: COWX, L. D. **Rehabilitation of freshwater fishseries**. Londres: Fishing New Books, p. 171-184, 1994.

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO-JÚNIOR, H. F. Peixes da bacia do alto rio Paraná. In: LOWE-McCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, p. 374-400, 1999.

ALMEIDA, V. L. L.; HAHN, N. S. & VAZZOLER, A. E. A. M. Feeding patterns in five predatory fishes of the high Paraná River floodplain (PR, Brazil). **Ecology of Freshwater Fish**, v. 6, p. 123-133, 1997.

ALVES, V. R. E.; CAVALCANTI, C. G. B.; MATTOS, S. P. Análise comparativa de parâmetros físicos, químicos e biológicos, em um período de 24 horas, no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil. **Acta Limnologica Brasilensia**, v.2, p.119-121, 1988.

ANDRIAN, I. F.; BARBIERI, G. Relação peso total, comprimento total e fator de condição do cangati, *Parauchenipterus galeatus* Linnaeus, 1766 (Siluriformes, Auchenipteridae) da região do reservatório de Itaipu, PR. **Revista Unimar**, v. 14, p. 177-191, 1992.

APONE, F.; OLIVEIRA, A. K.; GARAVELLO, J. C. Composição da Ictiofauna do rio Quilombo, tributário do rio Mogi-Guaçu, bacia do alto rio Paraná, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica** (Ed. Portuguesa), v. 8, p. 1, 2008.

ARAÚJO, F. G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 58, p. 547–558, 1998.

ARCIFA, M. S.; NORTHCOTE, T. G.; FROELICH, O. Interactive ecology of two cohabiting characin fishes (*Astyanax fasciatus* and *Astyanax bimaculatus*) in an eutrophic Brazilian reservoir. **Journal of tropical ecology**, n. 7. p. 257-268, 1991.

ARTONI, R. F.; SHIBATTA, O. A.; GROSS, M. C.; SCHNEIDER, C. H.; ALMEIDA, M. C.; VICARI, M. R.; & BERTOLLO, L. A. C. *Astyanax* aff. *fasciatus* Cuvier, 1819 (Teleostei; Characidae): evidences of a species complex in the upper rio Tibagi basin (Paraná, Brazil). **Neotropical Ichthyology**, v. 4. p. 197-202. 2006.

BANNISTER, J. V. The length-weight relationship, condition factor and gut contents of dolphin-fish *Coryphaena hippurus* (L.) in the Mediterranean. **Journal of fish biology**, v. 9, p. 335-338, 1976.

BARBIERI, G.; VERANI, J. R.; BARBIERI, M. C. Dinâmica quantitativa da nutrição de *Haplias malabaricus* (Bloch, 1974), na represa do Lobo (Brotas-Itirapina/SP). (Pisces, Erythrinidae). **Revista brasileira de Biologia**, v. 42, n. 2, p. 295-302, 1982.

BARBIERI, G. Biologia de *Astyanax scabripinnis paranae* (Characiformes, Characidae) do Ribeirão do Fazzari, São Carlos, São Paulo II. Aspectos quantitativos da reprodução. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 52, n.4: 589-596, 1992.

BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D.; STRIBLING, J. B. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Peryphyton, benthic macroinvertebrates and fish.** Washington, D. C.: U. S. Environmental protection agency, Office of Water. 2^a ed. 1999. 339 p.

BARRELLA, W.; PETRERE, M. JR. Fish community alterations due to pollution and damming in Tietê and Paranapanema rivers. **River Research and Applications** v. 19, p. 59–76, 2003.

BARRELA, W. et al. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.) **Matas ciliares: conservação e recuperação.** São Paulo: Fapesp, cap. 12, p. 187-207, 2000.

BAZZOLI, N.; GODINHO, H. P. Reproductive biology of the *Acestrorhynchus lacustris* (Reinhardt, 1874) (Pisces: Characidae) from Três Marias Reservoir. **Zoologischer Anzeiger**, v. 226, n. 5/6, p. 285-297, 1991

BENNEMAN, S. T. **Dinâmica trófica de uma assembléia de peixes de um trecho do rio Tibagi (Sertanópolis, Paraná).** 1996. 144p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), São Carlos, São Paulo, 1996.

BENNEMANN, S. T.; CASATTI, L.; OLIVEIRA, D. C. Alimentação de peixes: proposta para análise de itens registrados em conteúdos gástricos. **Biota neotropica**, Campinas, v. 6, n. 2, p. 1-8, 2006.

BENNEMANN, S. T.; GEALH. A. M.; ORSI, M. L.; Souza, L. M. Ocorrência e ecologia trófica de quatro espécies de Astyanax (Characidae) em diferentes rios da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. **Iheringia Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 95, n. 3, p. 247-254, 2005.

BOLGER, T.; CONNOLLY, P. L. The selection of suitable indices for the measurement and analysis of fish condition. **Journal of Fish Biology**, v. 34, p. 171-182, 1989.

BOROOR, D. J.; DELONG, D. N. **Introdução ao estudo dos insetos.** Editora Edgard Blucher Ltda, São Paulo-SP, 653 p. 1988

BOWEN, S. H. Quantitative description of the diet. In: NIELSEN, L. A.; JOHNSON, D. L. **Fisheries techniques**. Maryland, USA: American Fisheries Society, p. 335-335, 1983.

BRAGA, F. M. S. Estudo entre o fator de condição e relação peso/comprimento para alguns peixes marinhos. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 46, n. 2, p. 339-346, 1986.

BRAGA, F. M. S. Aspectos da reprodução e alimentação de peixes comuns em um trecho do rio Tocantins entre Imperatriz e Estreito, Estados do Maranhão e Tocantins, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 50, n. 3, p. 547-558, 1990.

BRAGA, F. M. S. O grau de preferência alimentar: um método qualitativo e quantitativo para o estudo do conteúdo estomacal de peixes. **Acta Scientiarum**, v. 21, n. 2, p. 291-295, 1999.

BRANCO, S. M. **Hidrologia aplicada à engenharia sanitária**. 3ª ed. São Paulo: Convênio CETESB – ASCETESB, 1986. 616p.

BRITSKI, H. A.; SATO, Y.; ROSA, A. B. S. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias** (com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco). Brasília: CODEVASF, 115p, 1988.

BRITSKI, H. A.; SILIMON, K. S.; LOPES, B. S. **Peixes do Pantanal**: manual de identificação. Brasília: Embrapa-SPI, 184p, 1999.

BRITSKI, H. A. Peixes de água doce do Estado de São Paulo - Sistemática. p. 79-108, In: **Poluição e Piscicultura**. Faculdade de Saúde Pública da USP e Instituto de Pesca, São Paulo, 216 p, 1972.

BRUSCHI JR., W.; MALABARBA, L. RL. & SILVA, J. F. P. Avaliação da qualidade ambiental dos riachos através das taxocenoses de peixes. In: Centro de Ecologia/UFRGS. **Carvão e meio ambiente**. Porto Alegre: Ed. Da Universidade/UFRGS. 2000. p. 803-809.

BUCKUP, P.A. Sistemática e biogeografia de peixes de riacho. In: CARAMASCHI, E.P. (Ed.). **Ecologia de peixes de riachos**. Série Oecologia Brasiliensis, Rio de Janeiro, 1999, v. 7, p. 91-138.

CAMARGO, A. F. M.; BINI, L. M. e SCHIAVETTI, A. Avaliação dos impactos provocados pelas descargas de esgotos em alguns corpos d'água do município de Rio Claro. **Oecologia Brasiliensis**, v. 1, p. 395-406, 1995.

CASATTI, L. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, SP, v. 2, n. 2, p. 1-14, 2002.

CASSATI, L.; CASTRO, R. M. C. A fish community of the São Francisco river headwaters riffles, southeastern Brazil. **Ichthyological Explorations of Freshwaters**, v. 9, p. 229-242, 1998.

CASTRO, R. M. C.; MENEZES, N. A. **Biodiversidade do Estado de São Paulo**, Brasil: Síntese do conhecimento ao final do século XX. São Paulo: WinnerGraph, 1998, p.1-13.

CASTRO, R. M. C.; CASATTI, L.; SANTOS, H. F.; FERREIRA, K. M.; RIBEIRO, A. C.; BENINE, R. C.; DARDIS, G. Z. P.; MELO, A. L. A.; STOPIGLIA, R.; ABREU, T. X.; BOCKMANN, F. A.; CARVALHO, M.; GIBRAN, F. Z. & LIMA, F. C. T. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 3, p. 1-31. 2003.

CASTRO, R. M. C. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R. & PERES-NETO, P. R. Série Oecologia Brasiliensis, **Ecologia de peixes de riachos**. Rio de Janeiro, PPGE-UFRJ, p. 139-155, 1999.

CETRA, M. **Caracterização das assembléias de peixes da bacia do rio Corumbataí**. 88 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2003.

CLARK, E. R.; FRASER, J. A. L. The survival and growth of six species of freshwater fish, in tapwater and diluted and undiluted effluent from sewage percolating filters. **Journal of Fish Biology**, v. 22. p. 431-445, 1983.

CLEMENTSON, L. A. et al. Seasonal and inter-annual variability in chemical and biological parameters in Storn Bay, Tasmania. I. Physics, chemistry and biomass of components of the food chain. **Australian journal of marine and freshwater research**, v. 40, n. 1, p. 25-38, 1989.

CETESB (COMPANHIA de Tecnologia de Saneamento Ambiental). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Variáveis de qualidade das águas**. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp> . Acesso em: 24 de agosto de 2009.

COSTA, F. E. S.; BRAGA, F. M. S. Estudo da alimentação natural de *Astyanax bimaculatus*, *Astyanax schubarti* e *Moenkhausia* (Characidae, Tetragonopterinae) na represa de Barra Bonita, Rio Piracicaba (SP). **Resvista UNIMAR**, v. 15, n. 2, p. 117-134, 1993.

COSTA, C; IDE ,S; SIMONKA, C. E. **Insetos imaturos: Metamorfose e identificação**. Holos Editora, 249p, 2006.

COSTA, W. J. E. M. Feeding habits of a fish community in a tropical coastal stream, rio Mato Grosso, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna Environment**, v. 22, p. 145-153, 1987.

COUTO, G. R. N.; TRINDADE, M. E. J.; NOVAES, M. J. S.; BENEVIDES, E. A.; SALES, M. A.; JUCÁ-CHAGAS, R.; SEVERI, W.; CONCEIÇÃO, C. M. Análise preliminar da dieta dos peixes *Astyanax fasciatus* E *A. bimaculatus* (Characidae, Tetragonopterinae) em um trecho do médio rio de contas, BA. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8, 2007, Caxambú. **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 2007**.

CRESPILHO, F. N.; SANTANA, C. G.; REZENDE, M. O. O. Tratamento de efluente da indústria de processamento de coco utilizando eletroflotação. **Química nova**, v. 27, n. 3, p. 387-392, 2004.

CUNHA, L. V.; GONÇALVES, A. S.; FIGUEIREDO, V. A.; LINO, M. A. **A gestão da água: princípios fundamentais e sua aplicação em Portugal**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1980.

DAS, S. M.; PANDE, J. Pollution, fish mortality & environmental parameters in Lake Nainital. **Journal of the Bombay Natural History Society**, v. 79, p. 100-109, 1981.

DAVIS, J. C. Minimum dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species: a review. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, v. 32, p. 295-332, 1975.

DUDGEON, D. The ecology of tropical asian rivers and streams in relation to biodiversity conservation. **Annual Review Of Ecology And Systematics**, Palo Alto, v. 31, p. 239-263, 2000.

EIGENMANN, C. H. The American Characidae. **Memories of the Museum of Comparative Zoology**, v. 43, n. 3, p. 209-310, 1921.

ESTEVEES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, FINEP, 1988.

ESTEVEES, K. E. Feeding ecology of three *Astyanax* species (Characidae, Tetraodonopterinae) from a floodplain Lake of Mogi-Guaçu River, Paraná River basin, Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 46, p. 83-101, 1996.

ESTEVEES, K. E.; ARANHA, J. M. R. Ecologia trófica de peixes de riachos. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R. & P. R. PERES-NETO (Ed). **Ecologia de peixes de riachos**. Série Oecologia Brasiliensis, 1999, vol. 6, p. 157-182, Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, Brasil.

FADEL FILHO, A. D. Crescimento Urbano e Recursos Hídricos: o caso de Rio Claro (SP). In: LOMBARDO, M. A. (Org.). **Cenário em Ação: Paisagem do Rio Corumbataí - SP**. 1 ed. Rio Claro: CEAPLA - UNESP, 2003, v. 1, p. 19-27.

FERREIRA, A. **Ecologia trófica de *Astyanax paranae* (Osteichthyes, Characidae) em córregos da bacia do rio Passa-Cinco, Estado de São Paulo**, 2004. 56 f. Dissertação (Mestrado em ecologia de agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

FERREIRA, F. C.; PETRERE JÚNIOR, M. Anthropic effects on the fish community of Ribeirão Claro, Rio Claro, SP, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, p. 23-32, 2007.

FOWLER, H. W. Os peixes de água doce do Brasil. **Arquivos de Zoologia do Estado de São Paulo**, São Paulo, 1948, v. 6, p 1-204.

FRITZ, E. S. Total diet comparison in fishes by Spearman rank correlation coefficients. **Copeia**, p. 210-214, 1974.

GAFNY, S.; GOREN, M.; GASITH, A. Habitat condition and fish assemblage structure in a coastal mediterranean stream (Yarqon, Israel) receiving domestic effluent. **Hydrobiologia**, v. 422/423, p. 319-330, 2000.

GARUTTI, V.; BRITSKI, H. A. Descrição de uma espécie nova de *Astyanax* (Teleostei: Characidae) da bacia do alto rio Paraná e considerações sobre as demais espécies do gênero da bacia. **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoologia**, v. 13, p. 65-88, 2000.

GERTEL, P. **Estudo dos impactos ambientais negativos do córrego São Joaquim na bacia do Ribeirão Claro**, 2002. Trabalho de conclusão de curso (Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2002.

GERTEL, P.; TORNISIELO, S. M. T.; MALAGUTTI E. N. Qualidade da águas dos córregos São Joaquim e Ribeirão Claro, Bacia do Rio Corumbataí, SP, Brasil. **Holos environment**, v. 3, n. 2, 2003.

GIBSON, G. R.; BARBOUR, M. T.; STHIBLING, J. B.; GERRITSEN, J.; KARR, J. R. **Biological criteria: Technical guidance for streams and small rivers** (revised edition). Washington, D. C.: U. S. Environmental Protection Agency, Office of Water. 1996. 339p.

GODOY, M. P. Idade, crescimento e peso do peixe. **Ciência e cultura**, v. 10, n. 2, p. 77-87, 1958.

GODOY, M. P. **Peixes do Brasil: Subordem Characoidei**, bacia do Rio Mogi Guassu, Piracicaba. São Paulo: Editora Franciscana, 1975, 4 v., p. 846.

GOMIERO, L. M. Estudos biológicos das populações de peixes na área de proteção ambiental das cuestas de São Pedro e Analândia (SP). 2003. 151 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade estadual paulista, Rio Claro – SP, 2003.

GOMIERO, L. M.; BRAGA, F. M. S. Diversity of the ichthyofauna in the Serra do Mar state park-Núcleo Santa Virgínia, São Paulo state, Brazil. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 28, n. 3, p. 213-218, 2006.

GOMIERO, L. M.; BRAGA, F. M. S. Ichthyofauna diversity in a protected area in the state of São Paulo, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 66, n. 1A, p. 75-83, 2006.

GOMIERO, L. M.; BRAGA, F. M. S. O lambari (*Astyanax altiparanae*) pode ser um dispersor de sementes? **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 25, n. 2, p. 353-360, 2003.

GONÇALVES, C. S.; BRAGA, F. M. S. Diversidade e ocorrência de peixes na área de influência da UHE Mogi Guaçu e lagoas marginais, bacia do alto Rio Paraná, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica** (Ed. Portuguesa), Campinas, v. 8, p. 103-114, 2008.

GOULART, M. D.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista FAPAM**, v. 2, n. 1, 2003.

GREEN, R. H. **Sampling design and statistical methods for environmental biologists**. New York: John Wiley & Sons, 1979, 257 p.

GURGEL, H. C. B. Estrutura populacional e época de reprodução de *Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819) (Characidae, Tetragonopterine) do rio Ceará Mirim, Poço Branco, Rio Grande do Norte, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 21, n. 1, p. 131-135, 2004.

HAHN, N. S. Dieta e atividade alimentar de peixes do reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Ed.). **Reservatório de Segredo – Bases Ecológicas para o Manejo**. Maringá: Copel/ Eduem/ Nupélia, cap. 8, p. 141-162, 1997.

HARRIS, J. H. The use of fish in ecological assessments. **Australian Journal of Ecology**, v. 20, p. 65-80, 1995.

HARGRAVE, B. T. Impacts of man's activities on aquatic systems. *In*: BARNES, R. S. K.; MANN, K. H. **Fundamentals of aquatic ecology**. 2^a ed. Nova Scotia: Blackwell Science, 1995. 270p.

HARPER, D. **Eutrophication of freshwaters**: Principles, problems and restoration. London: Chapman & Hall, 1992. 327 p.

HELLAWELL, J.M. **Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental management**. Chichester, Elsevier Applied, 1986, 546p.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Impacto do lançamento de efluentes urbanos sobre alguns ecossistemas aquáticos do município de Rio Claro-SP. **Ciências Biológicas e do Ambiente**, São Paulo, v. 2, n. 3, p. 317-330, 2000.

HYNES, H. B. N. The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. **Journal of Animal Ecology**, v. 19, p. 36-57, 1950.

HYSLOP, E. J. Stomach contents analysis – a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**, Amsterdam, v. 17, p. 411-429, 1980.

IKEBE, Y.; OISHI, T. Correlation between environmental parameters and behavior during high tides in *Periophtalmus modestus*. **Journal of Fish Biology**, v. 49, n. 1, p. 139-147, 1996.

IOZZI Dias, A.C.M.; BRANCO, C.W.C.; LOPES, V.G. Estudo da dieta natural de peixes no reservatório de Ribeirão das Lajes, Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 27, p. 55-364, 2005.

ISAAC-NAHUM, V. J.; VAZZOLER, A. E. A. M. Biologia reprodutiva de *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) (Teleostei, Sciaenidae). Fator de condição como indicador do período de desova. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, São Paulo, v. 32, n. 1, p. 63-69, 1983.

JEFFREE, R.A.; TWINING, J.R.; THOMSON, J. Recovery of fish communities in the Finnis River, Northern Australia, following remediation of the Run Jungle uranium/copper mine site. **Environmental Science & Technology**, v. 35, p. 2932–2941, 2001.

JONES, J. C.; REYNOLDS, J. D. Effects of pollution on reproduction behavior of fishes. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 7, p. 463-491, 1997.

JONS, G. D.; MIRANDA, L. E. Ovarian weight as an index of fecundity, maturity, and spawning periodicity. **Journal of fish biology**, v. 50, p. 150-156, 1997.

JUSTI, A. J. **Caracterização cariotípica de populações de *Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819) Pisces, Characidae, em três bacias hidrográficas**, 1993. 83 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1983.

KAWAKAWI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estado de alimentação de peixes. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, São Paulo, v. 29, n. 2, p. 205-207, 1980.

KEIKO, U.; WALDER, J. M. M.; ZUCCHI, R. A. Análise quantitativa e distribuição de populações de espécies de *Anastrepha* (Diptera: Tephritidae) no Campos Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP. **Neotropical entomology**. V. 34, n.1, p. 033-039, 2005.

KESMINAS, V.; VIRBICKAS, T. Application of an adapted index of biotic integrity to rivers of Lithuania. **Hydrobiologia**, v. 422/423, p. 257-270, 2000.

LE CREN, E. D. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch *Perca fluviatilis*. **Journal of animal ecology**, v. 20, n. 2, p. 201-219, 1951.

LIMA JUNIOR, S. E.; CARDONE, I. B.; GOITEIN, R. Fish assemblage structure and aquatic pollution in a Brazilian stream: Some limitations of diversity indices and models for environmental impact studies. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 15, p. 284-290, 2006.

LIMA JUNIOR, S. E.; CARDONE, I. B.; GOITEIN, R.; TORNISIELO, S. M. T. Fish diversity and aquatic pollution in a small Brazilian stream. In: 2003 Joint Meeting of Ichthyologists and Herpetologists, Manaus. **Abstracts Joint Meeting of Ichthyologists and Herpetologists**, 2003.

LOBO, E. A.; CALLEGARO, V. L. M. & BENDER, E. P. **Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil**. Santa Cruz do Sul: EDUNISC. 2002. 127p.

LOUREIRO-CRIPPA, V. E. L. **Dieta, hábitos alimentares e morfologia trófica de peixes de pequeno porte, em lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil**. 2006. 40 f. Tese (Doutorado em ciências ambientais) – Centro de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2006.

LOUREIRO-CRIPPA, V. E. L.; HAHN, N. S. Use of food resources by the fish fauna of a small reservoir (rio Jordão, Brazil) before and shortly after its filling. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, p. 357-362, 2006.

LOWE-McCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 1999, 535p.

LOWE-McCONNELL, R. H. **Fish communities in tropical freshwaters**: their distribution, ecology and evolution. London: Longman, 1975, 337p.

LUZ-AGOSTINHO, K. D G; BINI, L. M.; FUGI, R.; AGOSTINHO, A. A.; JULIO JR, H. F. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river basin, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 4, n. 1, p. 61-68, 2006.

LUDWIG, J. A.; REYNOLDS, J. F. **Statistical ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1988, 337 p.

MACHADO, A. B. M.; MARTINS, C. S.; DRUMMOND, G. M. **Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção**: incluindo as espécies ameaçadas deficientes em dados. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 160 p. 2005.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. London: Chapman & Hall, 1991, 178 p.

MAGURRAN, A. E.; PHILLIP, D. A. T. Implications of species loss in freshwater fish assemblages. **Ecography**, v. 24, p. 645–650, 2001.

MAITLAND, P. S.; MORGAN, N. C. Human impacts. In: MAITLAND, P.S.; MORGAN, N.C (eds), **Conservation management of freshwater habitats: lakes, rivers and wetlands**. Boston: Kluwer Academic Publishers, 1997, p. 45-85.

MALINS, D. C.; OSTRANDER, G. K. **Aquatic toxicology: molecular, biochemical, and cellular perspectives**. Florida: CRC Press, 1994. 539p.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: ed. Omega, 1986, 1030 p.

MARTINI, A. J. **O plantador de eucaliptos: a questão da preservação florestal no Brasil e o resgate documental do legado de Edmundo Navarro de Andrade**, 2004. 332 f. Dissertação (Mestrado em história social) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

MATEUS, L. A. F.; PENHA, J. M. F.; PETRERE JÚNIOR, M. Fish resources in the Rio Cuiabá basin, Pantanal do Mato grosso, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Brasil, v. 2, n. 4, p. 217-227, 2004.

MATOS, R. M. B.; SILVA, E. M. R. da; BERBARA, R. L. L. **Biodiversidade e Índices**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, dez. 1999 20p. (Embrapa - CNPAB. Documentos, 107).

MAZZONI, R.; CARAMASCHI, E. P. Spawning season, ovarian development and fecundity of *Hypostomus affinis* (Osteichthyes, Loricariidae). **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 57, p. 455-462, 1997.

McKENNA, J. E. JR. Biological structure and dynamics of littoral fish assemblage in the Eastern Finger Lakes. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, v. 4, p. 91–114, 2001.

MENNI, R. C.; GOMEZ, S. E.; LOPEZ-ARMENGOL, F. Subtle relationships: freshwater fishes and water chemistry in southern South América. **Hydrologia**, v. 3, n. 328, p. 173-197, 1996.

MELO, F. A. G. **Revisão taxonômica do complexo de espécies *Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819) (Teleostei: Characiformes: Characidae)**, 2005. 269 f. Dissertação (Ph.D.) – Universidade Federal do Rio de Janeiro – Museu Nacional, Rio de Janeiro, 2005.

MEYBECK, M.; CHAPMAN, D.V.; HELMER, R. **Global Freshwater Quality: A First Assessment**. WHO/UNEP. Eds. Cambridge, Massachussets, Blackwell. 1989, 366p.

NAKATANI, K.; AGOSTINHO, A. A.; BAUMGARTNER, G.; BIALETZKI, A.; SANCHES, P. V.; MAKRAKIS, M. C.; PAVANELLI, C. S. **Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação**. Maringá: Eduem, 2001, 378p.

NEEDHAM, J. G.; NEEDHAM, P.R. **Guia para el estudio de los seres vivos de las aguas dulces**. Editorial Reverté S.A. España. 129 p. 1982.

NELSON, J. S. **Fishes of the world**. New York: John Wiley & Sons, 1984, 523p.

NOMURA, H. **Dicionário de peixes do Brasil**. Brasília: Editerra, 1984, 482p.

NOMURA, H. Fecundidade, maturação sexual e índice gonadosomático de lambaris do gênero *Astyanax* Baird & Girard, 1854 (Osteichthyes, Characidae), relacionados com fatores ambientais. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 35, n. 4, p. 775-798, 1975.

ODUM, E. P. Populações em comunidades. In: ODUM, E. P. (Ed), **Ecologia**. São Paulo: Guanabara, 1988, p.258-272.

PAL, D.; GUPTA, C. D. Microbial pollution in water and effects on fish. **Journal of Aquatic Animal Health**, v. 4, n. 4, p. 32-39, 1992.

PALMA-SILVA, G. M. **Diagnóstico ambiental, qualidade de água e índice de depuração do rio Corumbataí-SP**, 1999. 155 f. Dissertação de Mestrado – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1999.

PATRICK, R. Aquatic organisms as an aid in solving waste disposal problems. **Sewage & Industrial Wastes**, v. 25, n. 2, p. 210-214, 1953.

PEDRO NETO, M. P. **Efeito da descarga de esgoto sobre a estrutura da comunidade de peixes do Ribeirão Claro**. Trabalho de conclusão de curso (Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1996.

PEET, R.K. The measurement of species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematic**, n. 5, p. 285-307, 1974.

PEREIRA, N.; TOMMASI, L. R. Nota sobre os níveis de DDT (DDT + DDE + DDA) na região dos estuários e baías de Santos e São Vicente (SP). **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 33, n. 1, p. 1-4, 1985.

PETTS, G.; CALOW, P. The nature of rivers, p. 1-6. In: PETTS, G; CALOW, P. (eds), **River restoration**. London: Blackwell Science, 1996, 231p.

PINTO-COELHO, R. M. **Fundamentos em ecologia**. 1 ed. Porto Alegre: Artmed Editora, 2000, 252p.

PINTO, A. L.; MAURO, A. C. Simpósio de Geografia Física Aplicada. **Boletim de Geografia Theorética**, v. 15, p. 115-128, 1985.

PREFEITURA municipal de Rio Claro – SP. **Indicadores**. Disponível em: <http://www.rioclaro.sp.gov.br/default.htm?go=conheca&pagina=indicadores> . Acesso em: 24 de agosto de 2009.

QUEROL, M. V. M.; QUEROL, E.; GOMES, N. N. A. Fator de condição gonadal, índice hepatossomático e recrutamento como indicadores do período de reprodução de

Loricariichthys platymetopon (Osteichthyes, Loricariidae), na bacia do rio uruguai médio, sul do Brasil. **Iheringia Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 92, n. 3, p. 79-84, 2002.

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS JR., C. J. **Check list of the freshwater fishes of South and Central América**. 1 ed. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003. 729p.

RHEINHEIMER, G. **Aquatic Microbiology**. New York: Ed. John Wiley & Sons, 1980, 235p.

ROSS, S. T.; MATTHEWS, W. T.; ECHELLE, A. A. Persistence of the fish assemblages: effects of environmental change. **The American Naturalist**, v. 126, n. 1, p. 24-40, 1985.

ROSSETTI, L. A. F. G.; PINTO, S. A. F.; ALEMEIDA, C. M. Geotecnologias aplicadas à caracterização das alterações da cobertura vegetal intraurbana e da expansão urbana da cidade de Rio Claro (SP). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2007, Florianópolis. **Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, INPE, p. 5479-5486, 21-26 maio 2007.**

ROSSO, S. **Amostragem, repartição espacial e diversidade/dominância de comunidades de costões rochosos**: uma abordagem metodológica. Laboratório de Ecologia Marinha/USP. 1996, 30 p.

SAND-JENSEN, K. Humam impacts on freshwater ecosystems. In: **Encyclopedia of Biodiversity**. San Diego: Academic Press, 2001, vol. 3, p. 89-108.

SANTOS, E. O. Estudo comparativo entre as técnicas de diluição e manométrica na quantificação da demanda bioquímica de oxigênio. In: CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22, 2003, Joinville. **Anais do 22º congresso de engenharia sanitária e ambiental**, 2003.

SANTOS, M. T. D.; GIAMAS, M. T. D.; CAMPOS, E. C.; CÂMARA, J. J. C.; VERMULUM Jr, H. Dinâmica da nutrição do tambuí *Astyanax bimaculatus* Linnaeus, 1758 (Pisces, Characiformes, Characidae), na represa de Ibitinga, Estado de São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 22, n. 1, p. 115-124, 1995.

SAWYER, C. N., MCCARTY, P. L., PARKIN, G. F. **Chemistry for environmental engineering**. 4th edition. McGraw-Hill. 1994.

SCHAFER, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 1985, v. 1.

SCHMIDT-NIELSEN, K. **Fisiologia animal: adaptação e meio ambiente**, São Paulo: ed. Santos, 2002, 611 p.

SCHOENER, T. W. Resource partitioning in ecological communities. **Science**, n.185, v.5, p.27-39, 1974.

SCHULZ, U.H.; MARTINS-JUNIOR, H. *Astyanax fasciatus* as bioindicator of water pollution of Rio dos Sinos, RS, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.61, n.4, p.615- 22, 2001.

SHIBATTA, O. A.; ORSI, M. L.; BENNEMANN, S. T. & SILVA-SOUZA, A. T. Diversidade e distribuição de peixes na bacia do rio Tibagi. p. 403-423. In: MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O. A. & PIMENTA, J. A. **A bacia do rio Tibagi**. Londrina, UEL, 595p. 2002.

SIGNORINI, C. E. **Alimentação de *Hoplosternum littorale* Hancock (Callichthyidae, Osteichthyes) do rio Piracicaba e rio Corumbataí, Estado de São Paulo**, 1999. 113 f. Dissertação (Mestrado em zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1999.

SILVA, C. P. D. Community structure of fish in urban and natural streams in the Central Amazon. **Amazoniana**, v. 8, n. 3/4, p. 221–236, 1995.

SILVA, F. A. C.; HAHN, N. S.; FUGI, R. Avaliação da dieta de *Astyanax altiparanae* (Garutti & Britski, 2000) (Osteichthyes, Tetragonopterinae) antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 24, n. 2, p. 419-425, 2002.

SOARES, L. S. H.; APELBAUM, R. Atividade alimentar diária da cabrinha *Prionotus punctatus* (Teleostei: Triglidae) do litoral de Ubatuba, Brasil. **Boletim do Instituto Oceanográfico**. São Paulo, v. 42, n.1/2, p. 85-98, 1994.

SOTO-GALERA, E.; DIAZ-PARDO, E.; LÓPEZ-LÓPEZ, E.; LYONS, J. Fish as indicators of environmental quality in the Río Lerma Basin, Mexico. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, v. 1, p. 267–276, 1998.

SPICACCI, M. T. B. **Avaliação da qualidade de água após lançamento de esgoto no Ribeirão Claro (Rio Claro, SP)**, 1990. Trabalho de conclusão de curso (Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1990.

TAUK-TORNISIELO, S. M.; GERTEL, P.; MALAGUTTI, E. N. Qualidade das águas dos córregos São Joaquim e Ribeirão Claro, Bacia do Rio Corumbataí, SP, Brasil. **Holos Environment**, Rio Claro, v. 3, n. 2, p. 103-119, 2003.

TOKESHI, M. Species abundance patterns and community structure. **Advances in Ecological Research**. London, v. 24, p. 111–186, 1993.

TOLEDO, L.G.; FREITAS, J.S; FERREIRA, C.J.A. Variação diurna de parâmetros limnológicos do Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.2, p.219-237, 1988.

VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C. A. Avaliação da estrutura florestal na bacia hidrográfica do rio Corumbataí, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 68, p. 45-57, 2005.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, JR.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, p. 130-137, 1980.

VANZOLINI, P. T. **Métodos estatísticos elementares em sistemática zoológica**. São Paulo: Editora Hucitec, 130 p.

VAZZOLER, A. E. A. M. Síntese de conhecimentos sobre o comportamento reprodutivo dos Characiformes da América do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 4, p. 627-640, 1992.

VAZZOLER, A. E. A. M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá: Eduem, 1996, 169 p.

VAZZOLER, A. E.; MENEZES, N. A. Síntese de conhecimento sobre o comportamento reprodutivo dos Characiformes da América do Sul (Teleostei, Ostariophysi). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 52, n. 4, p. 627-640, 1992.

VILELLA, F. S.; BECKER, F. G. & HARTZ, S. M. Diet of *Astyanax* species (Teleostei, Characidae) in an Atlantic forest river in southern Brazil. **Brazilian Achieves of Biology and Technology**, v. 45, p. 223-232, 2002.

WATANABE, S.; AB'SABER, A. N.; TUNDISI, J. G.; FORNERIS, L.; MARINO, M. C.; ROCHA, O.; NOVELLI, Y. S.; VUONO, Y. S.; BATALHA, B.; EITEN, G. **Glossário de Ecologia**. São Paulo: ACIESP, 1997. 351 p.

WILHM, J. Graphic and mathematical analyses of biotic communities in polluted streams. **Annual Review of Entomology**, v. 17, p. 223-252, 1972.

WELCOMME, R. L. The status of large river habitats, p. 11-20. In: **Rehabilitation of freshwater fisheries**. London: Fishing News Book, 1994, 486p.

WINDELL, J. T.; BOWEN, S. H. Methods for study of fishes diets based on analysis of stomach contents. In: BAGENAL, T. (Ed.) **Methods for assessment of fish production in fresh water**. Oxford: Blackwell Scientific, 1978, p. 219-226.

WINEMILLER, K. O. & L. C. KELSO-WINEMILLER. Food habits of tilapiine cichlids of the Upper Zambezi River and floodplains during the descending phase of the hydrological cycle. **Journal of Fish Biology**, v. 63, p. 120-128, 2003.

WOLFF, L. L.; ABILHOA, V.; RIOS, F. S.; DONATTI, L. Spatial, seasonal and ontogenetic variation in the diet of *Astyanax* aff. *fasciatus* (Ostariophysi: Characidae) in an Atlantic Forest river, Southern Brazil. **Neotropical ichthyology**, v. 7, n. 2, p. 257-266, 2009.

WOOTTON, R.J. **Fish ecology**. New York: Ed. Chapman & Hall, 1992, p. 212.

ZANCHETTA, D.; PIRANI, A. C.; SARTORI FILHO, A.; FREITAS, C. A.; REIS, C. M.; SILVA, D. A.; HONDA, F. A.; PINHEIRO, G.; FACHIN, H. C.; MENDES, I. A.; AHMAD, I. T.; MONTEIRO, R.; FELISBINO, R. **Plano de Manejo da Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade**. Rio Claro, Instituto Florestal, 2005, 127p.

ZAVALA-CAMIM, L. A. **Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes**. 1. ed. Maringá: Eduem/Nupelia, 1996, p. 129.

ZUCCARI, M. L.; GRANER, C. A. F.; LEOPOLDO, P. R. Determinação da demanda química de oxigênio (DQO) em águas e efluentes por método colorimétrico alternativo. **Energia na Agricultura**, Botucatu, v. 20, n. 4, p. 69-82, 2005.

8. Apêndice A – Tabelas

Tabela 1: Espécies encontradas no ponto 1 – área antes no despejo de esgoto, nos períodos chuvoso e seco e no total com suas respectivas ordens e famílias, segundo Garutti e Britski 2000

Ordem	Família	Espécie	Cheia	Seca	Total
Characiformes	Characidae	<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)	5	10	15
		<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	141	169	310
		<i>Astyanax bockmanni</i> Vari & Castro, 2007	1	0	1
		<i>Astyanax altiparanae</i> (Garutti & Britski, 2000)	4	67	71
		<i>Salminus hilarii</i> (Valenciennes, 1850)	1	9	10
		<i>Serrapinus heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	46	9	55
		<i>Serrapinus notomelas</i> (Eigenmann, 1915)	52	2	54
		<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)	41	37	78
		<i>Hemigrammus marginatus</i> (Ellis, 1911)	17	5	22
	Serrasalminidae	<i>Serrasalmus marginatus</i> (Valenciennes, 1847)	5	5	10
	Curimatidae	<i>Cyphocarax modestus</i> (Fernández-Yépez, 1948)	40	279	319
		<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948)	0	50	50
	Anostomidae	<i>Schizodon nasutus</i> (Kner, 1858)	0	1	1
	Prochilodontidae	<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	0	1	1

	Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	6	2	8
Gymnotiformes	Gymnotidae	<i>Gymnotus carapo</i> (Linnaeus, 1758)	5	3	8
Perciformes	Cichlidae	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	8	8	16
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus strigaticeps</i> (Regan, 1907)	8	4	12
		<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	11	20	31
		<i>Hypostomus albopunctatus</i> (Regan, 1908)	0	2	2
		<i>Hypostomus regani</i> (Ihering, 1905)	0	3	3
		<i>Hypostomus sp</i>	0	1	1
	Heptapteridae	<i>Pimelodella sp</i>	5	15	20
	Callychthyidae	<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	1	0	1
		<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	4	13	17
	Pimelodidae	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	0	5	5
Total=4		Total=12	Total=26	401	720
				1121	

Tabela 2: Espécies encontradas no ponto 2 – área após o despejo de esgoto, nos períodos chuvoso e seco e no total com suas respectivas ordens e famílias, segundo Garutti e Britski (2000)

Ordem	Família	Espécie	Cheia	Seca	Total
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	77	4	81
		<i>Astyanax bockmanni</i> Vari & Castro, 2007	0	1	1
		<i>Astyanax altiparanae</i> (Garutti & Britski, 2000)	35	3	38
		<i>Salminus hilarii</i> (Valenciennes, 1850)	0	1	1
		<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)	1	0	1
	Curimatidae	<i>Cyphocarax modestus</i> (Fernández-Yépez, 1948)	14	2	16
	Serrasalminidae	<i>Serrasalmus marginatus</i> (Valenciennes, 1847)	1	0	1
Siluriformes	Loricariidae	<i>Hypostomus strigaticeps</i> (Regan, 1907)	4	0	4
		<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	2	0	2
	Callychthyidae	<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	3	0	3
		<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	1	0	1
		<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	0	1	1
	Heptapteridae	<i>Pimelodella sp</i>	1	0	1
	Pimelodidae	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	2	0	2
Total=2	Total=7	Total=14	141	12	153

Tabela 3: Dados da análise da água na coleta 1 (fevereiro) nos pontos 1 e 2

1ª Coleta	Ponto 1	Ponto 2
Temperatura (°C)	23,5	23,5
O2 dissolvido (mg/l)	6,37	5,13
Condutividade (µS/cm)	70	131
Sólidos totais dissolvidos (mg/l)	45	85
Salinidade (‰)	0,03	0,06
pH	6,50	6,34
Turbidez (NTU)	16,3	35,8
NH₄⁺ (mg/l)	0,31	2,64
NO₃⁻² (mg/l)	0,7	0,9
NO₂⁻ (mg/l)	0,011	0,031
Cor (mg Pt - Co/l)	171	332
Coliformes totais	2419,2	>241920
Coliformes fecais	501,2	>241920
DQO (mg/l)	14	84,7
DBO (mg/l)	36	84
Fósforo (µg/l)	55,785	601,65
Ortofosfato (µg/l)	16,37	85,09

Tabela 4: Dados da análise da água na coleta 2 (abril) nos pontos 1 e 2

2ª Coleta	Ponto 1	Ponto 2
Temperatura (°C)	19	19
O2 dissolvido (mg/l)	8,03	2,77
Condutividade (µS/cm)	66	244
Sólidos totais dissolvidos (mg/l)	43	159
Salinidade (‰)	0,03	0,12
pH	6,01	6,14
Turbidez (NTU)	20,8	48,4
NH₄⁺ (mg/l)	0,23	8,24
NO₃⁻² (mg/l)	0,7	1,1
NO₂⁻ (mg/l)	0,013	0,042
Cor (mg Pt - Co/l)	148	546
Coliformes totais	10462	19863000
Coliformes fecais	581	2224000
DQO (mg/l)	17	108
DBO (mg/l)	33	128
Fósforo (µg/l)	202	839,1
Ortofosfato (µg/l)	20,13	943,7

Tabela 5: Dados da análise da água na coleta 3 (julho) nos pontos 1 e 2

3ª Coleta	Ponto 1	Ponto 2
Temperatura (°C)	16	16
O2 dissolvido (mg/l)	7,38	5,9
Condutividade (µS/cm)	64	143
Sólidos totais dissolvidos (mg/l)	42	93
Salinidade (‰)	0,03	0,07
pH	6,15	6,25
Turbidez (NTU)	26	41
NH₄⁺ (mg/l)	0,2	2,1
NO₃⁻² (mg/l)	1,1	3,7
NO₂⁻ (mg/l)	0,008	0,025
Cor (mg Pt – Co/l)	142	402
Coliformes totais	4611	6131000
Coliformes fecais	230	909000
DQO (mg/l)	11	54
DBO (mg/l)	21	89
Fósforo (µg/l)	78,61	440,2
Ortofosfato (µg/l)	58,5	392,3

Tabela 6: Dados da análise da água na coleta 4 (setembro) nos pontos 1 e 2

4ª Coleta	Ponto 1	Ponto 2
Temperatura (°C)	19	19
O2 dissolvido (mg/l)	5,22	5,01
Condutividade (µS/cm)	66	62
Sólidos totais dissolvidos (mg/l)	43	41
Salinidade (‰)	0,03	0,03
pH	6,7	7,2
Turbidez (NTU)	237	250
NH₄⁺ (mg/l)	0,54	0,8
NO₃⁻² (mg/l)	1,1	1
NO₂⁻ (mg/l)	0,024	0,02
Cor (mg Pt – Co/l)	1451	1409
Coliformes totais	24192	88400
Coliformes fecais	17329	41000
DQO (mg/l)	30	34
DBO (mg/l)	28	19
Fósforo (µg/l)	66,6	60,34
Ortofosfato (µg/l)	49,7	44,19

Tabela 7: Itens alimentares de *A. fasciatus* no ponto 1 – área antes do despejo de esgoto, na estação cheia

Ponto 1 - Cheia	Total itens	Total estômagos
Larva Nematocera	2	2
Larva Brachycera	1	1
Larva Chironomidae	30	4
Pupa Culicidae	14	2
Pupa Coleoptera	4	3
Coleoptera (adulto)	1	1
Curculionidae	1	1
Ninfa de Odonata	1	1
<i>Atta</i> sp	1	1
Formicidae	1	1
Aranae	2	2
Isopoda	1	1
Ferrão de Hymenoptera	1	1
Élitros	2	1
Escamas	12	6
Restos de insetos	-	18
Restos de Hymenoptera	-	1
Restos de Formicidae	1	4
Restos de Diptera	-	1
Restos de Aranae	-	1
Algas filamentosas	-	41
Fruto	5	4
Semente	1	1
Folhas inteiras	2	2
Caule	-	3
Restos vegetais	-	56
Restos de folha	-	10
Restos de fruto	-	7
Restos de semente	-	29
Sedimento	-	7
Areia	-	2
Mat. Não identificado	-	2
Milho	1	1
Quirera	-	3

Tabela 8: Itens alimentares de *A. fasciatus* no ponto 2 – área apos o despejo de esgoto, na estação cheia

Ponto 2 - Cheia	Total itens	Total estômagos
Larva Nematocera	118	33
Larva Brachycera	1	1
Larva Chironomidae	131	19
Larva Culicidae	218	6
Larva Lepdoptera	1	1
Pupa Culicidae	275	36
Larva de Coleoptera	1	1
Pupa Coleoptera	34	17
Nematocera (adulto)	1	1
Brachycera (adulto)	4	3
Dermaptera (adulto)	2	2
Coleoptera (adulto)	5	4
Curculionidae	1	1
Blattodea	1	1
Ninfa Odonata	14	9
Tricoptera	1	1
<i>Canponothus</i> sp	3	1
<i>Atta</i> sp	1	1
Formicidae	73	19
Formicinae	19	8
Vespidae	7	7
Crustacea	1	1
Nematoda	4	1
Élitros	7	6
Restos de insetos	-	48
Restos de Hymenoptera	-	8
Restos de Formicidae	-	16
Restos de Diptera	-	41
Restos de Coleoptera	-	2
Algas filamentosas	-	4
Fruto	2	2
Semente	12	9
Antera	2	2
Restos vegetais	-	23
Restos de folha	-	17
Restos de fruto	-	6
Restos de semente	-	20
Areia	-	1
Pêlos	-	2
Mat. Não identificado	-	4
Milho	-	3
Quirera	-	8

Tabela 9: Itens alimentares de *A. fasciatus* no ponto 1 – área antes do despejo de esgoto, na estação seca

Ponto 1 - Seca	Total itens	Total estômagos
Larva Nematocera	33	10
Larva Chironomidae	9	4
Pupa Culicidae	63	8
Pupa Coleoptera	3	3
Coleoptera (adulto)	1	1
Ninfa Odonata	1	1
Formicidae	4	4
Élitro	1	1
Nematóide	4	2
Escama	6	4
Ovas de peixe	-	3
Pêlos	-	2
Restos de insetos	-	14
Restos Diptera	-	10
Restos de Formicidae	-	4
Algas filamentosas	-	24
Fruto	7	6
Semente	8	7
Caule	-	2
Flor	1	1
Restos vegetais	-	54
Restos de folha	-	15
Restos de fruto	-	6
Restos de semente	-	22
Sedimento	-	9
Areia	-	3
Mat. Não ident.	-	2
Quirera	-	8

Tabela 10: Itens alimentares de *Astyanax fasciatus* no Ponto 2 – área após o despejo de esgoto, na estação seca

Ponto 2 - Seca	Total itens	Total estômagos
Fruto	1	1
Restos de semente	-	1
Restos de folha	-	1
Restos vegetais	-	1
Larva Nematocera	1	1
Pêlo	-	1

Tabela 11: Grau de preferência alimentar para os itens alimentares de *A. fasciatus* no ponto 1 na estação cheia

Item	GPA	Classificação
Larva Nematocera	0,33	Ocasional
Larva Brachycera	-	-----
Larva Chironomidae	0,33	Ocasional
Pupa Culicidae	0,33	Ocasional
Pupa Coleoptera	0,17	Ocasional
Coleoptera (adulto)	0,17	Ocasional
Curculionidae	-	-----
Ninfa de Odonata	-	-----
<i>Atta</i> sp	-	-----
Formicidae	-	-----
Aranae	0,17	Ocasional
Isopoda	-	-----
Ferrão de Hymenoptera	-	-----
Élitros	-	-----
Escamas	0,33	Ocasional
Restos de insetos	0,67	Ocasional
Restos Hymenoptera	0,17	Ocasional
Restos Formicidae	-	-----
Restos Diptera	0,17	Ocasional
Restos Aranae	-	-----
Algas filamentosas	0,83	Ocasional
Fruto	1	Secundário
Semente	0,17	Ocasional
Folhas inteiras	0,17	Ocasional
Caule	-	-----
Restos vegetais	0,83	Ocasional
Restos folha	0,17	Ocasional
Restos fruto	0,5	Ocasional
Restos semente	0,33	Ocasional
Sedimento	-	-----
Areia	0,17	Ocasional
Mat. Não identificado	-	-----
Milho	-	-----
Quirera	1	Secundário

Tabela 12: Grau de preferência alimentar para os itens alimentares de *A. fasciatus* no ponto 2 na estação cheia

Item	GPA	Classificação
Larva Nematocera	0,47	Ocasional
Larva Brachycera	0,07	Ocasional
Larva Chironomidae	0,53	Ocasional
Larva Culicidae	0,27	Ocasional
Larva Lepdoptera	-	-----
Pupa Culicidae	0,93	Ocasional
Larva de Coleoptera	0,2	Ocasional
Pupa Coleoptera	0,27	Ocasional
Nematocera (adulto)	0,07	Ocasional
Brachycera (adulto)	-	-----
Dermaptera (adulto)	-	-----
Coleoptera (adulto)	-	-----
Curculionidae	-	-----
Blattodea	-	-----
Ninfa Odonata	0,4	Ocasional
Tricoptera	-	-----
<i>Canponothus</i> sp	0,07	Ocasional
<i>Atta</i> sp	-	-----
Formicidae	0,2	Ocasional
Formicinae	-	-----
Vespidae	0,4	Ocasional
Crustacea	0,07	Ocasional
Nematoda	-	-----
Élitros	-	-----
Restos de insetos	0,87	Ocasional
Restos Hymenoptera	0,27	Ocasional
Restos Formicidae	0,2	Ocasional
Restos Diptera	1,13	Secundário
Restos Coleoptera	-	-----
Algas filamentosas	0,07	Ocasional
Fruto	-	-----
Semente	0,27	Ocasional
Antera	-	-----
Restos vegetais	0,33	Ocasional
Restos folha	0,6	Ocasional
Restos fruto	-	-----
Restos semente	0,93	Ocasional
Areia	-	-----
Pêlos	0,07	Ocasional
Mat. Não identificado	-	-----
Milho	-	-----
Quirera	0,13	Ocasional

Tabela 13: Grau de preferência alimentar para os itens alimentares de *A. fasciatus* no ponto 1 na estação seca

Item	GPA	Classificação
Larva Nematocera	0,5	Ocasional
Larva Chironomidae	0,5	Ocasional
Pupa Culicidae	1	Secundário
Pupa Coleoptera	-	-----
Coleoptera (adulto)	-	-----
Ninfa Odonata	-	-----
Formicidae	0,17	Ocasional
Élitro	-	-----
Nematóide	-	-----
Escama	-	-----
Ovas de peixe	0,17	Ocasional
Pêlos	-	-----
Restos de insetos	0,5	Ocasional
Restos Diptera	1,33	Secundário
Restos Formicidae	-	-----
Algas filamentosas	0,33	Ocasional
Fruto	-	-----
Semente	0,17	Ocasional
Caule	-	-----
Flor	-	-----
Restos vegetais	1,83	Secundário
Restos folha	0,5	Ocasional
Restos fruto	0,33	Ocasional
Restos de semente	0,83	Ocasional
Sedimento	0,17	Ocasional
Areia	0,17	Ocasional
Mat. Não ident.	0,17	Ocasional
Quirera	-	-----

9. Apêndice B – Fotografias



Fotografia 1: Descarga de esgoto doméstico no Ribeirão Claro.



Fotografia 2: Ponto 1 de coleta – Antes do despejo de esgoto.



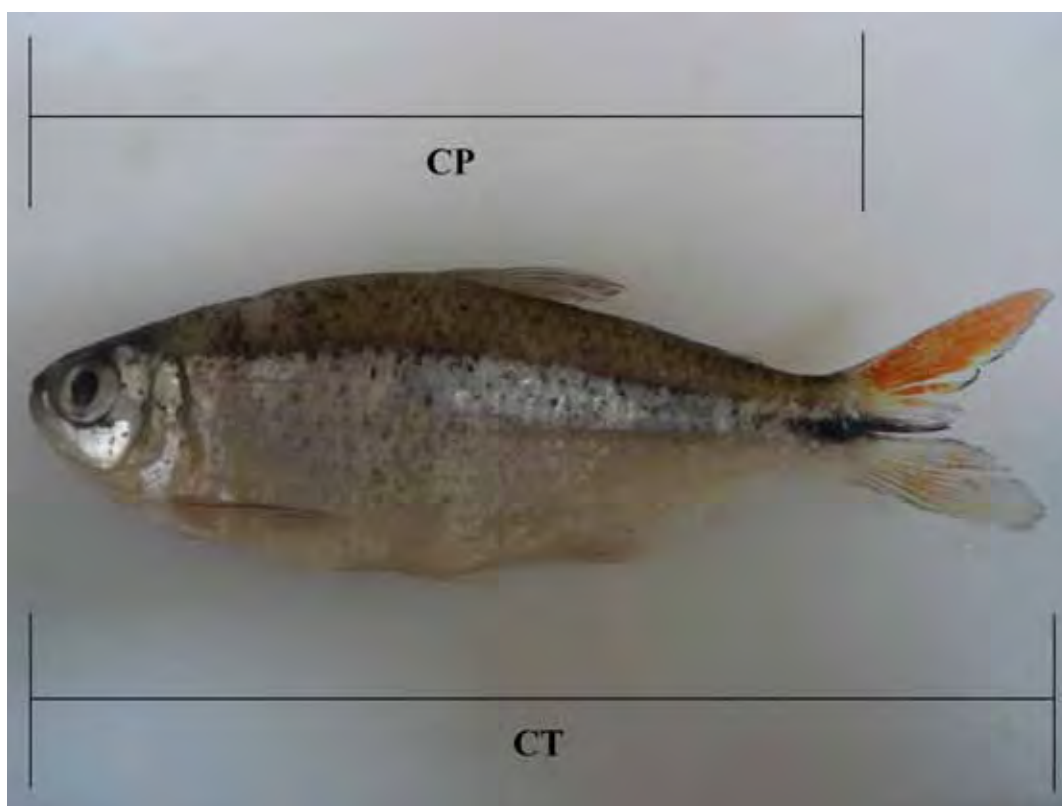
Fotografia 3: Ponto 2 de coleta – Após o despejo de esgoto.



Fotografia 4: Montagem da rede no ponto 1 – área antes do despejo de esgoto.



Fotografia 5: Montagem da rede no ponto 2 – área após o despejo de esgoto.



Fotografia 6: *Astyanax fasciatus*, Comprimento Padrão (CP) = 7,4 cm; Comprimento Total (CT) = 9,0 cm.



Fotografia 7: Alta quantidade de matéria orgânica e fezes represadas na superfície da água do Ribeirão Claro após o despejo de esgoto.



Fotografia 8: Alta quantidade de matéria orgânica e fezes represadas na superfície da água do Ribeirão Claro após o despejo de esgoto.

10. Apêndice C – Figuras

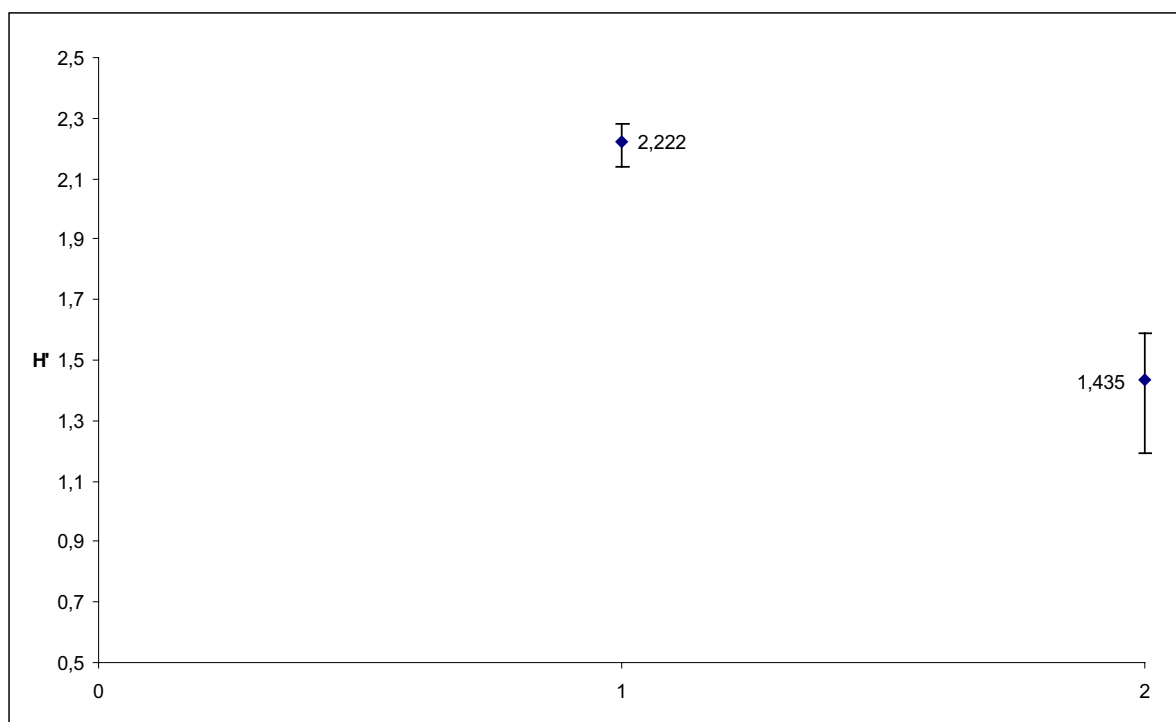


Figura 1: Índice de Shannon-Wiener (H') total, no Ponto 1 – antes do despejo de esgoto (1) e no Ponto 2 – após o despejo de esgoto (2), com seus respectivos intervalos de confiança.

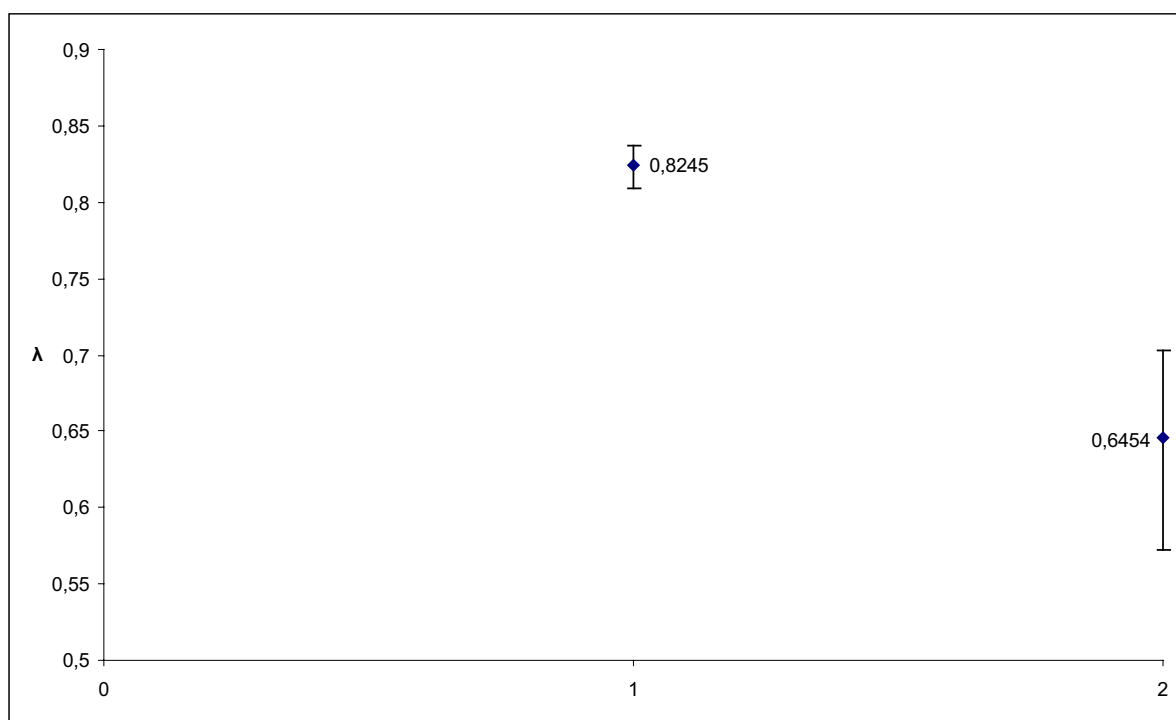


Figura 2: Índice de Simpson (λ) total, no Ponto 1 – antes do despejo de esgoto (1) e no Ponto 2 – após o despejo de esgoto (2), com seus respectivos intervalos de confiança.

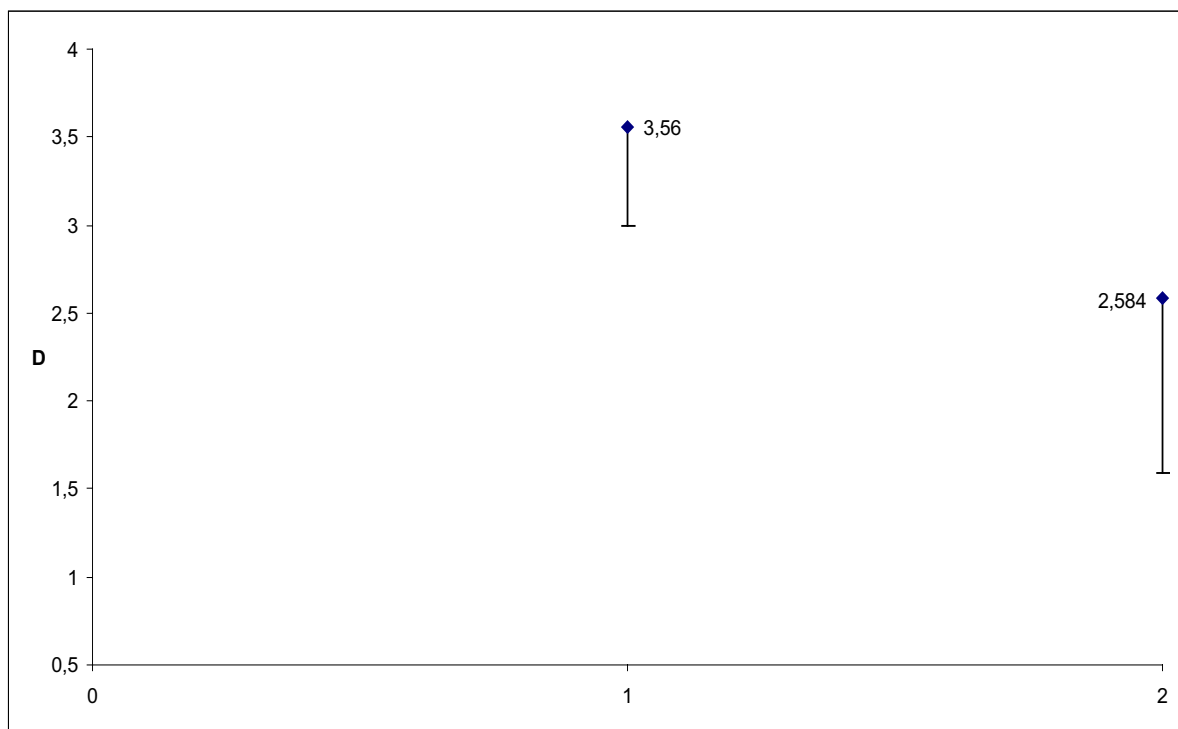


Figura 3: Índice de Margalef (D) total, no Ponto 1 – antes do despejo de esgoto (1) e no Ponto 2 – após o despejo de esgoto (2), com seus respectivos intervalos de confiança.

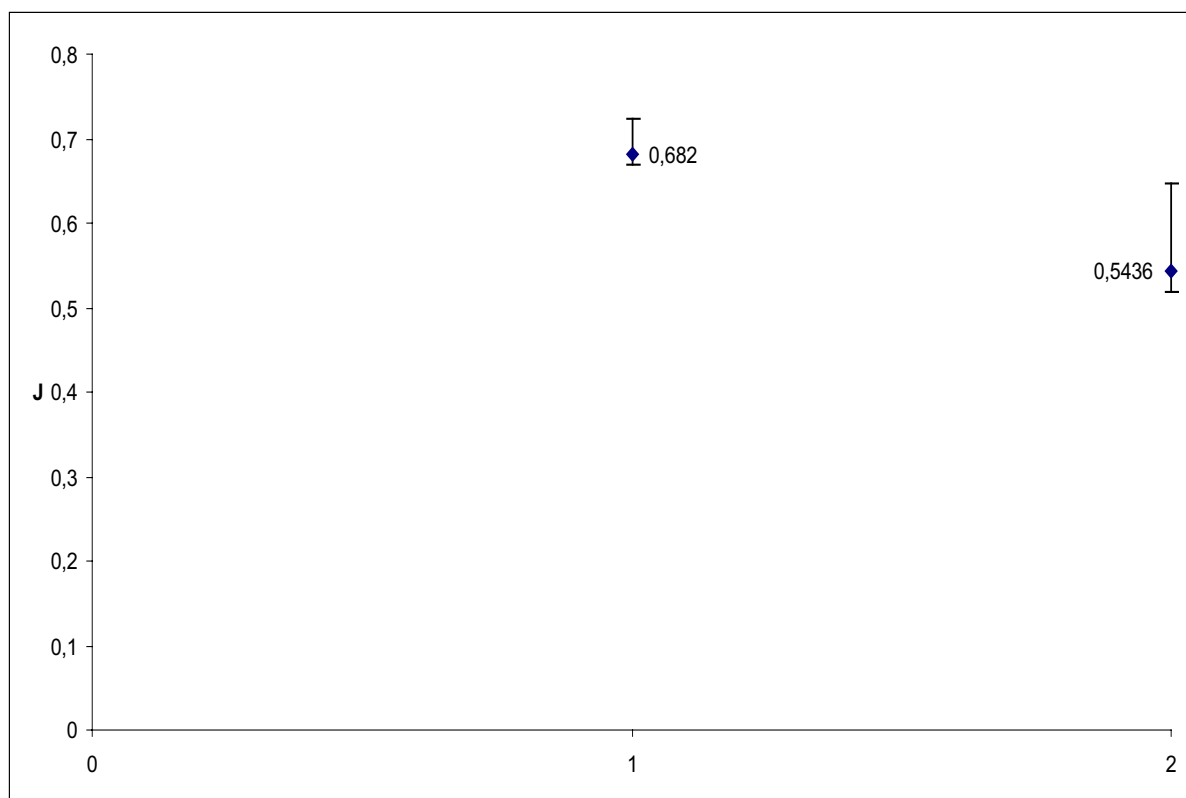


Figura 4: Índice de Pielou – equitabilidade (J) total, no Ponto 1 – antes do despejo de esgoto (1) e no Ponto 2 – após o despejo de esgoto (2), com seus respectivos intervalos de confiança.

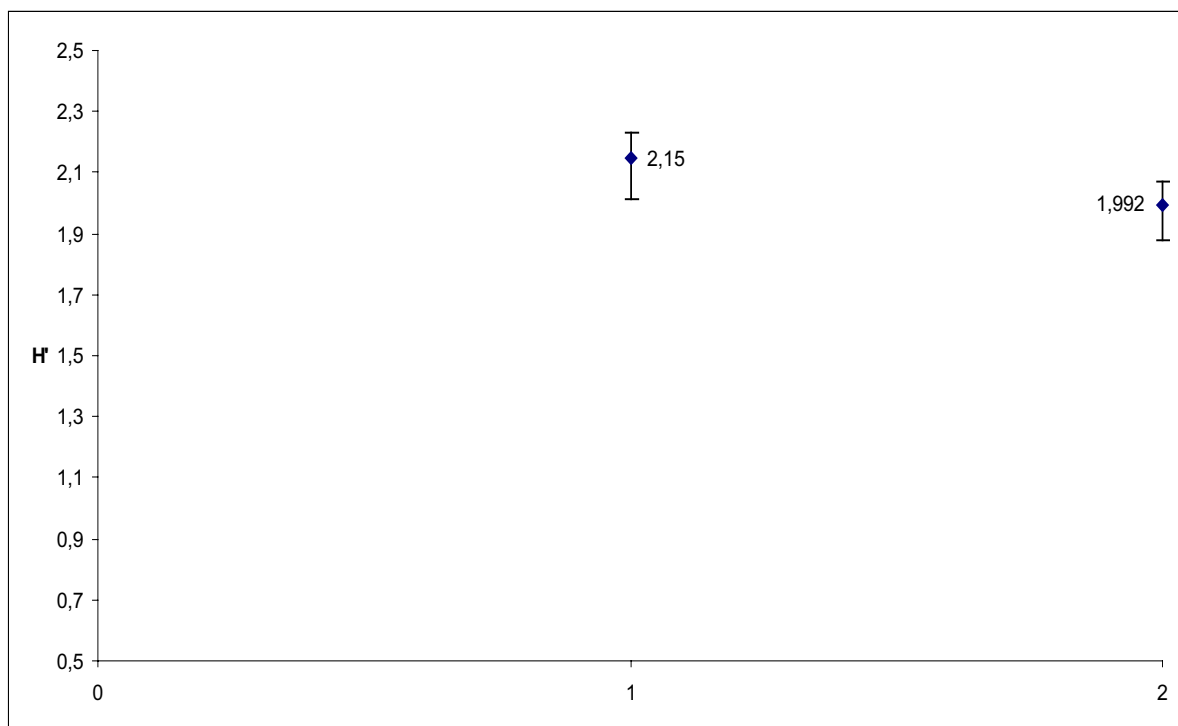


Figura 5: Índice de Shannon-Wiener (H') do Ponto 1 (antes do despejo de esgoto), na época cheia (1) e seca (2) com seus respectivos intervalos de confiança.

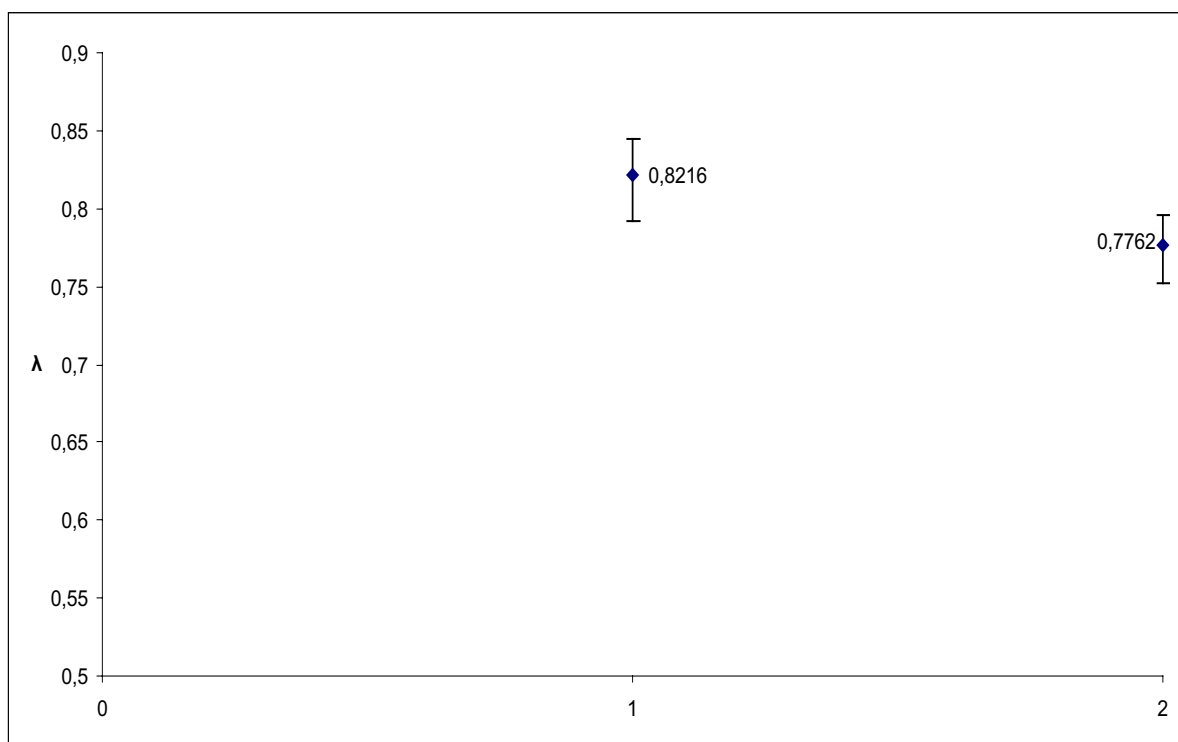


Figura 6: Índice de Simpson (λ) do Ponto 1 (antes do despejo de esgoto), na época cheia (1) e seca (2), com seus respectivos intervalos de confiança.

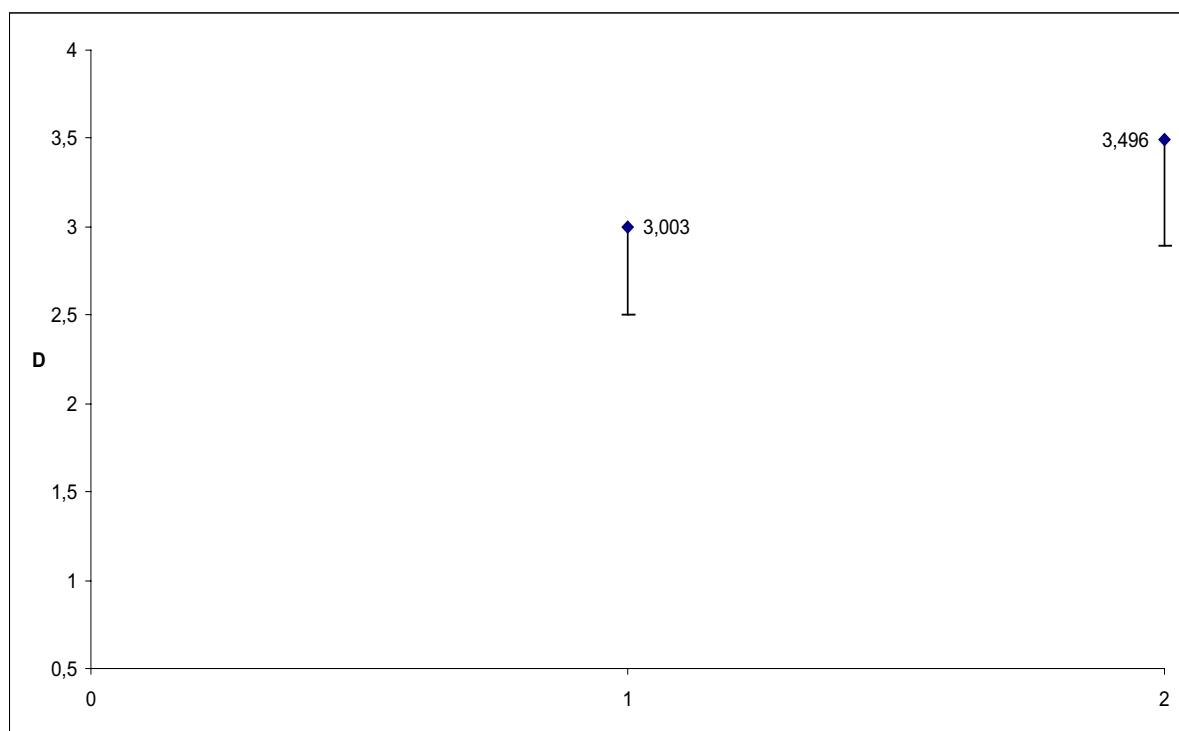


Figura 7: Índice de Margalef (D) do Ponto 1 (antes do despejo de esgoto) na época cheia (1) e seca (2), com seus respectivos intervalos de confiança.

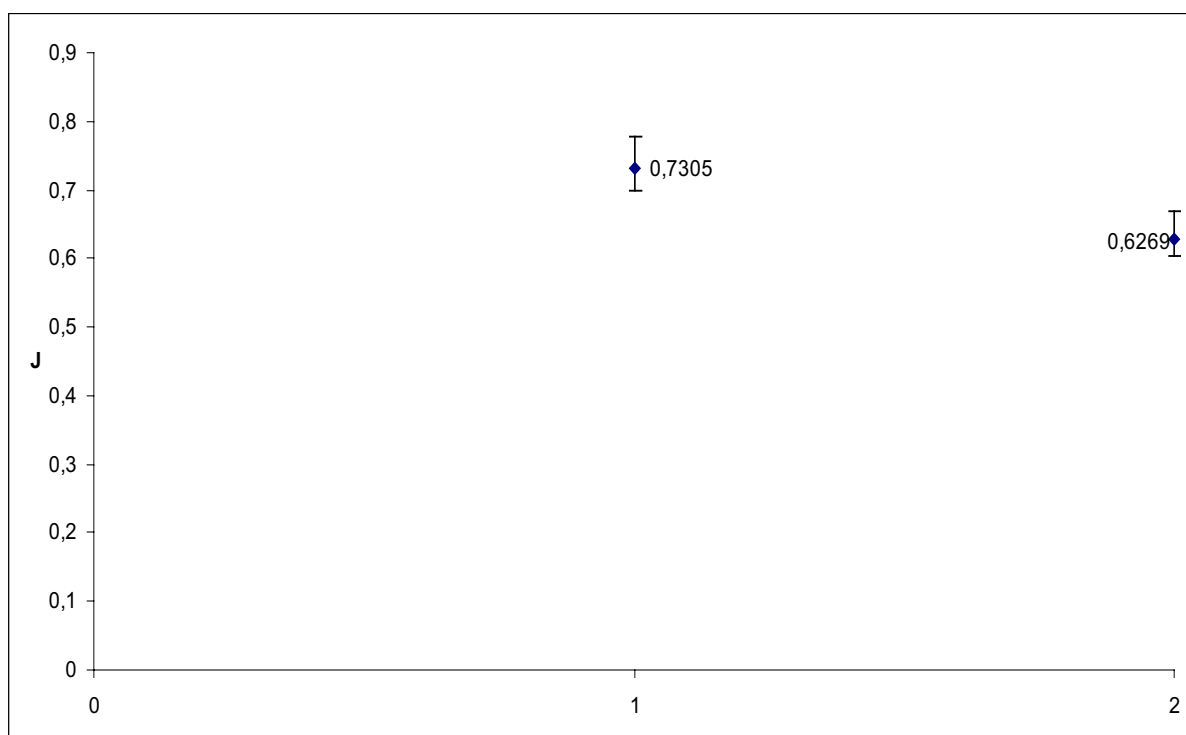


Figura 8: Índice de Pielou – equitabilidade (J) do Ponto 1 (antes do despejo de esgoto) na época cheia (1) e seca (2), com seus respectivos intervalos de confiança.

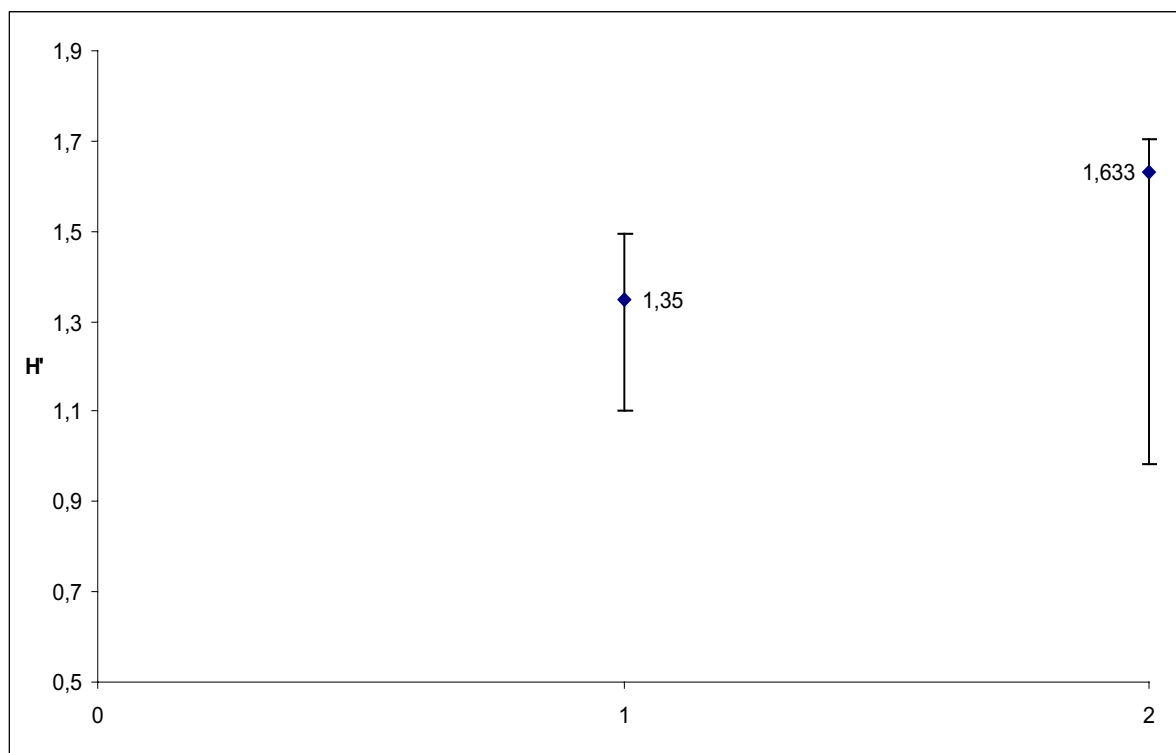


Figura 9: Índice de Shannon-Wiener (H') do Ponto 2 (após o despejo de esgoto) na época cheia (1) e seca (2) com seus respectivos intervalos de confiança.

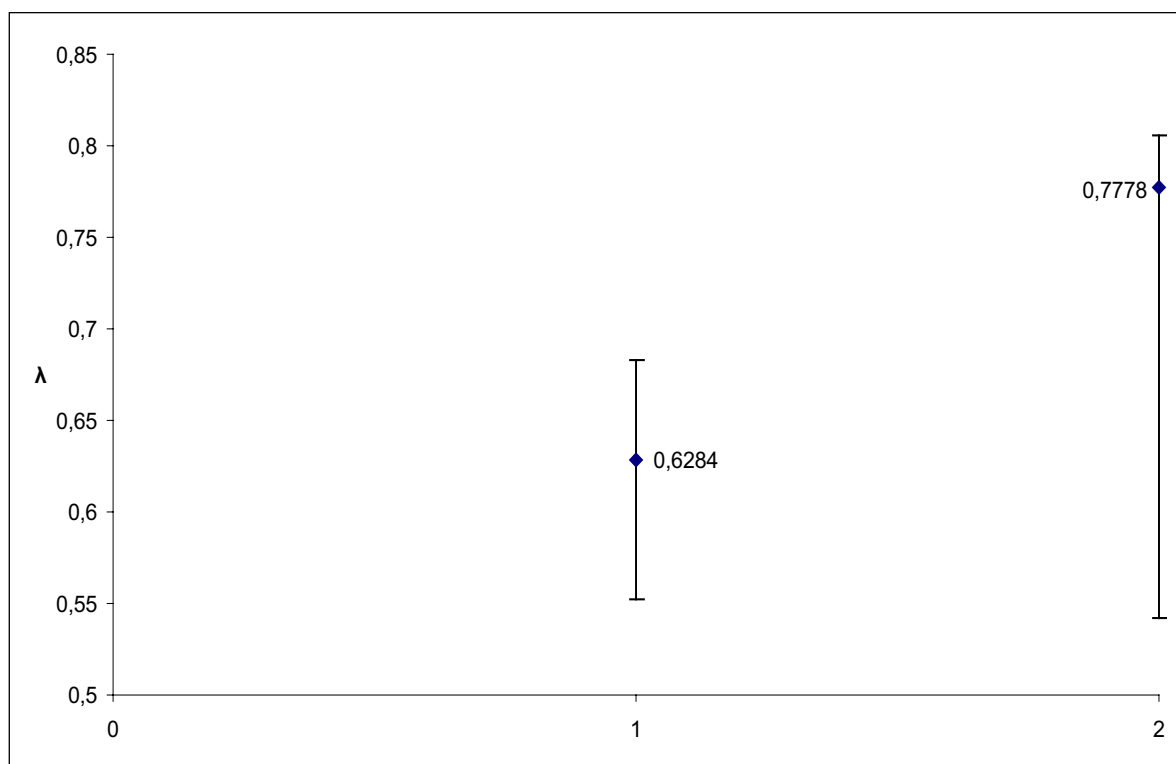


Figura 10: Índice de Simpson (λ) do Ponto 2 (após o despejo de esgoto), na época cheia (1) e seca (2), com seus respectivos intervalos de confiança.

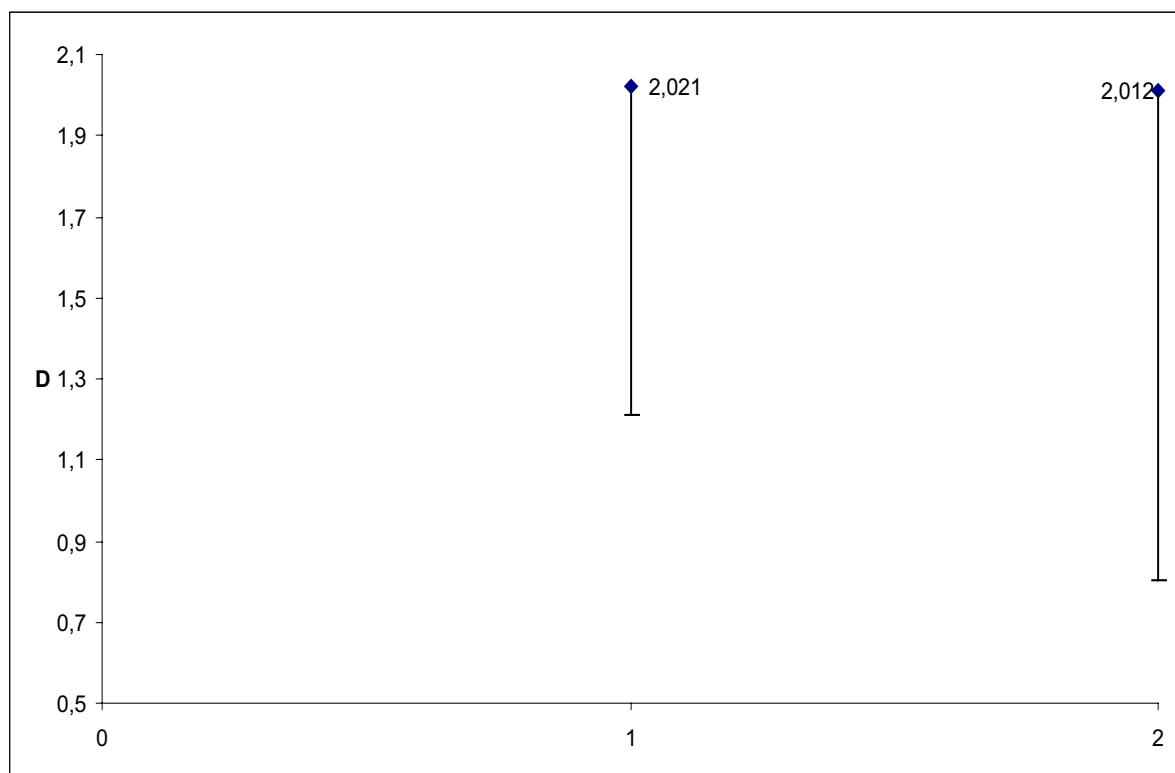


Figura 11: Índice de Margalef (D) do Ponto 2 (após o despejo de esgoto) na época cheia (1) e seca (2), com seus respectivos intervalos de confiança.

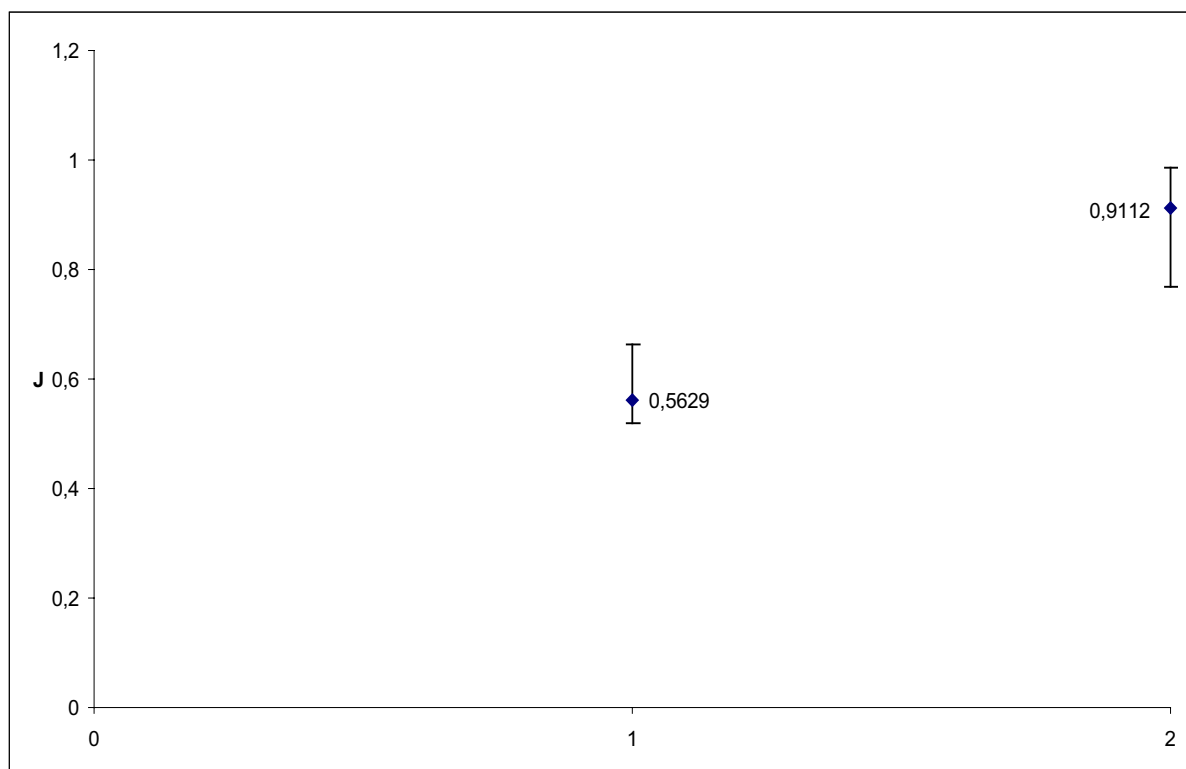


Figura 12: Índice de Pielou – equitabilidade (J) do Ponto 2 (após o despejo de esgoto) na época cheia (1) e seca (2), com seus respectivos intervalos de confiança.

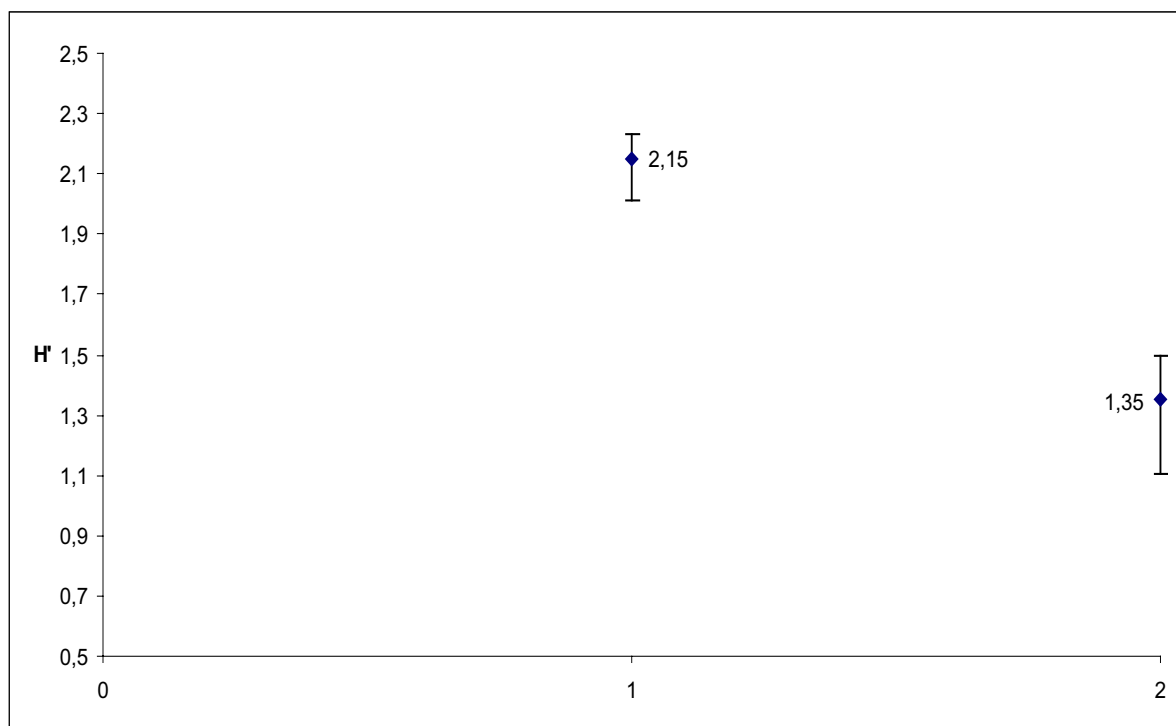


Figura 13: Índice de Shannon-Wiener (H') da época cheia no Ponto 1 – antes do despejo de esgoto (1) e no Ponto 2 – após o despejo de esgoto (2), com seus respectivos intervalos de confiança.

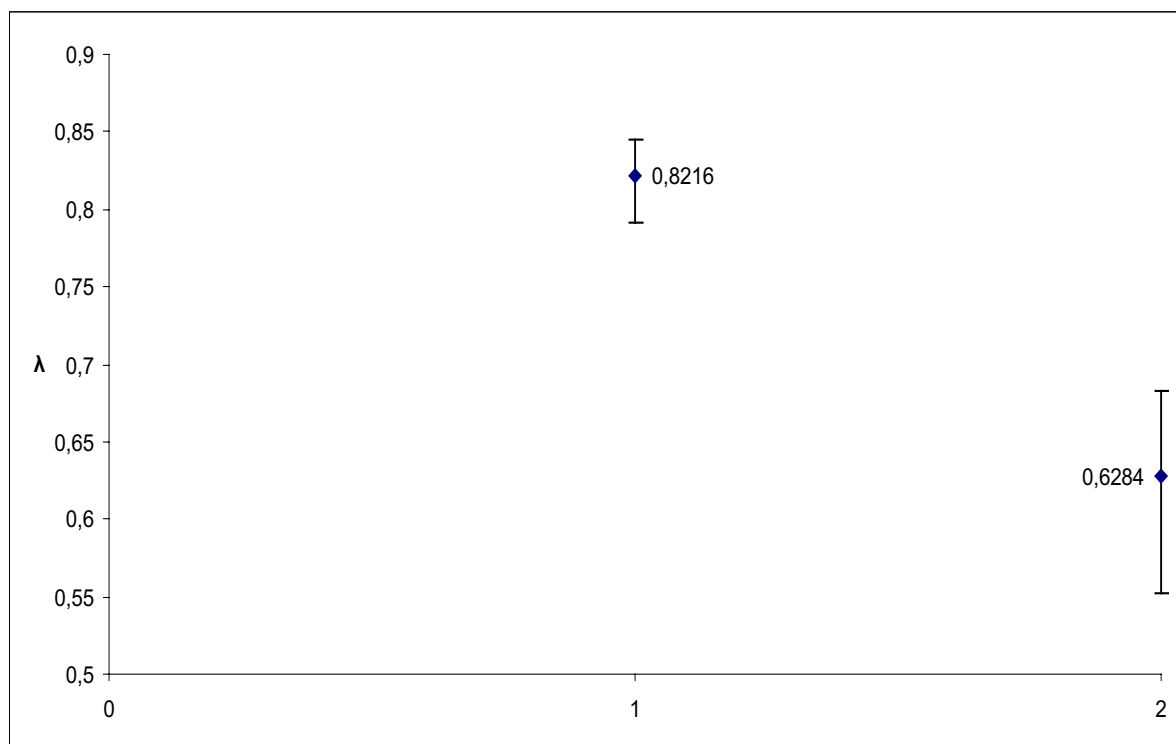


Figura 14: Índice de Simpson (λ) da época cheia no Ponto 1 – antes do despejo de esgoto (1) e no Ponto 2 – após o despejo de esgoto (2), com seus respectivos intervalos de confiança.

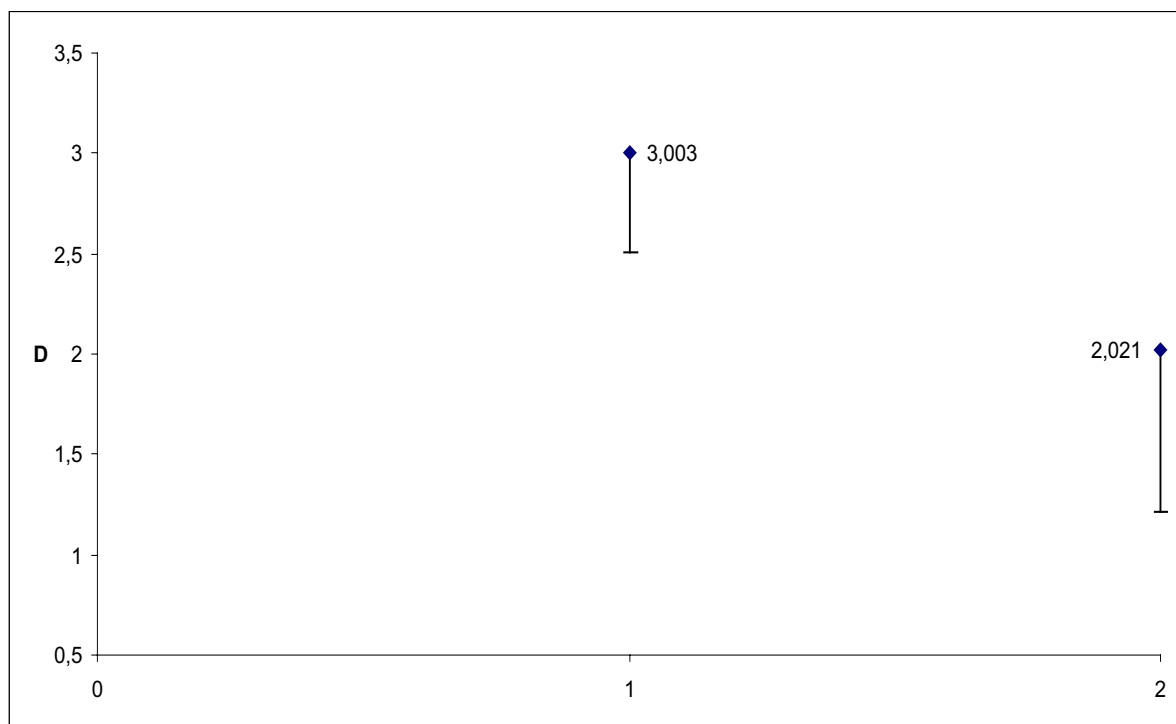


Figura 15: Índice de Margalef (D) da época cheia no Ponto 1 – antes do despejo de esgoto (1) e no Ponto 2 – após o despejo de esgoto (2), com seus respectivos intervalos de confiança.

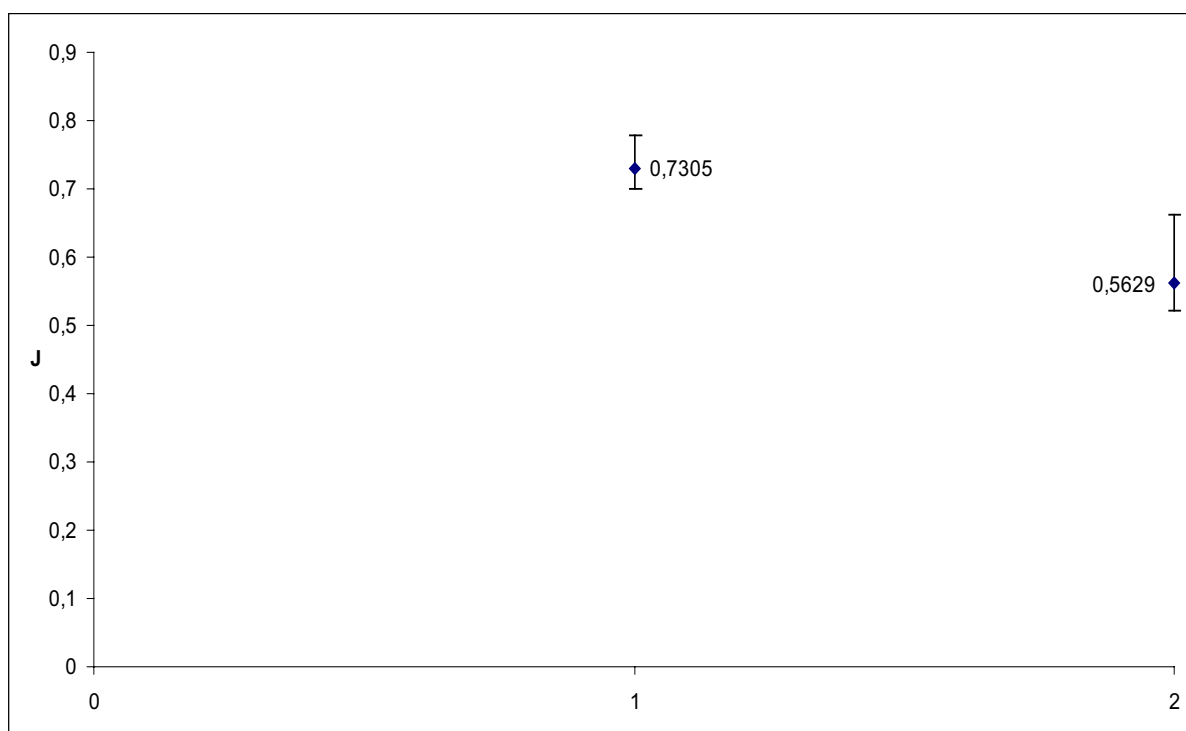


Figura 16: Índice de Pielou – equitabilidade (J) da época cheia no Ponto 1 – antes do despejo de esgoto (1) e no Ponto 2 – após o despejo de esgoto (2), com seus respectivos intervalos de confiança.

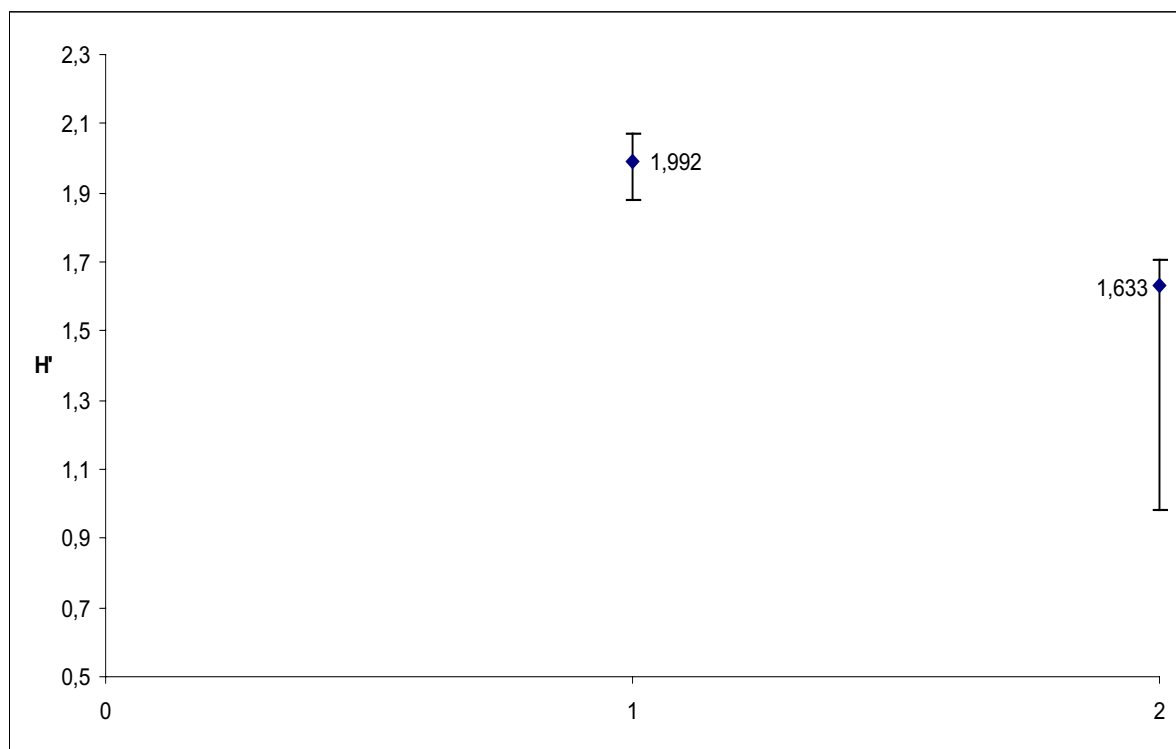


Figura 17: Índice de Shannon-Wiener (H') da época seca no Ponto 1 – antes do despejo de esgoto (1) e no Ponto 2 – após o despejo de esgoto (2), com seus respectivos intervalos de confiança.

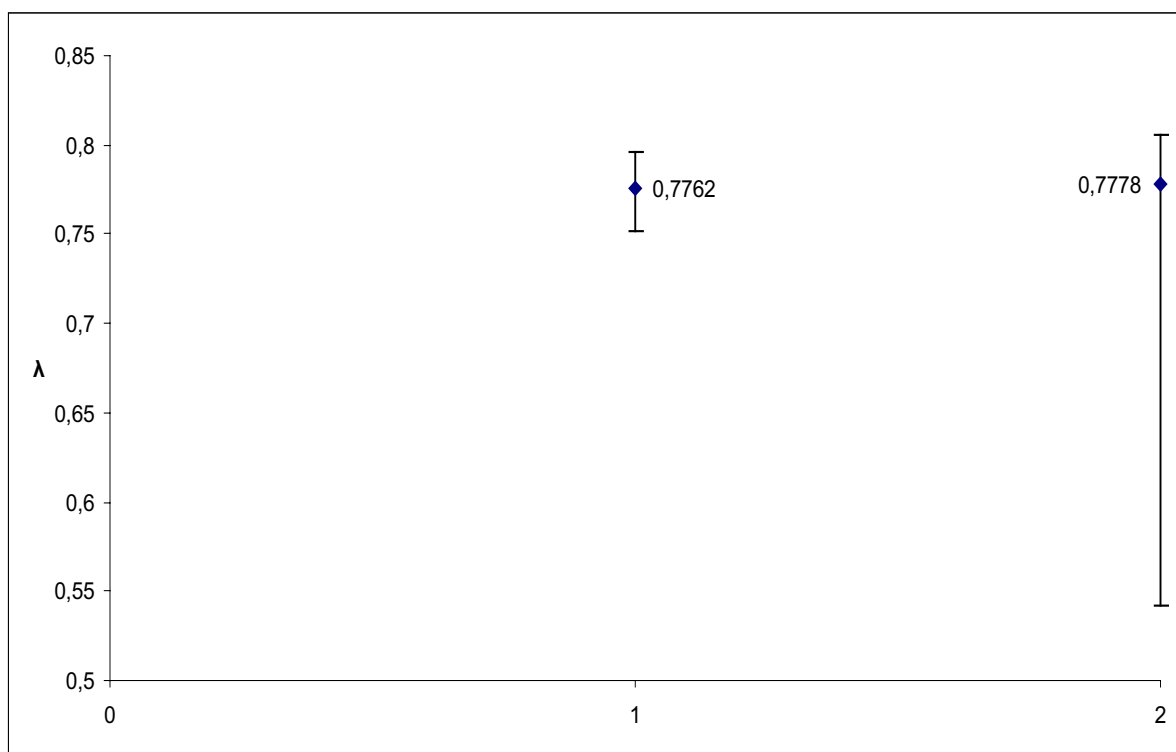


Figura 18: Índice de Simpson (λ) da época seca no Ponto 1 – antes do despejo de esgoto (1) e no Ponto 2 – após o despejo de esgoto (2), com seus respectivos intervalos de confiança.

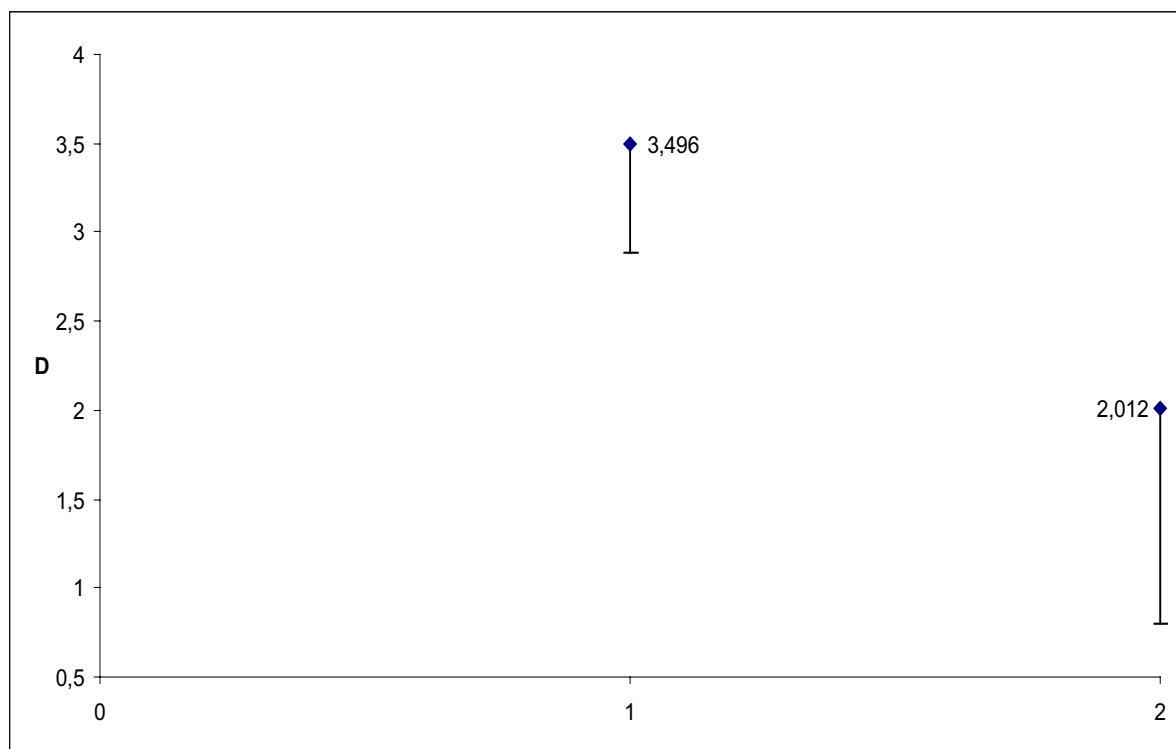


Figura 19: Índice de Margalef (D) da época seca no Ponto 1 – antes do despejo de esgoto (1) e no Ponto 2 – após o despejo de esgoto (2), com seus respectivos intervalos de confiança.

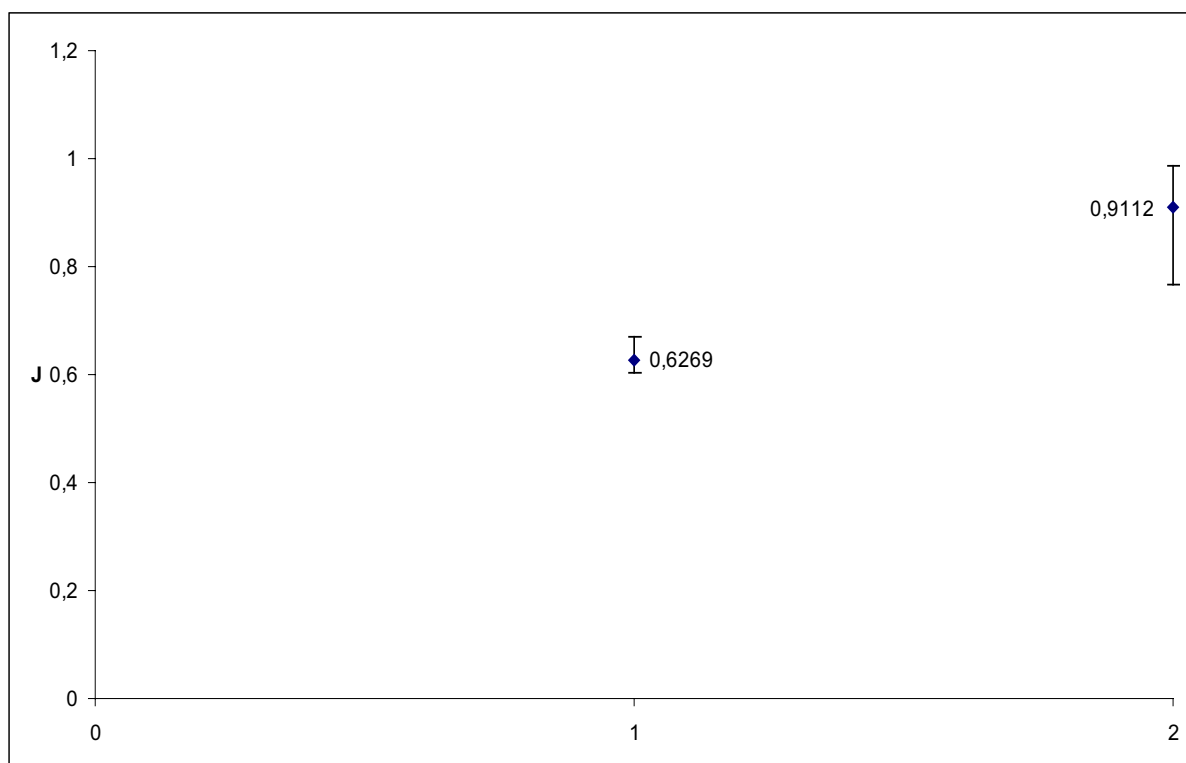


Figura 20: Índice de Pielou – equitabilidade (J) da época seca no Ponto 1 – antes do despejo de esgoto (1) e no Ponto 2 – após o despejo de esgoto (2), com seus respectivos intervalos de confiança.

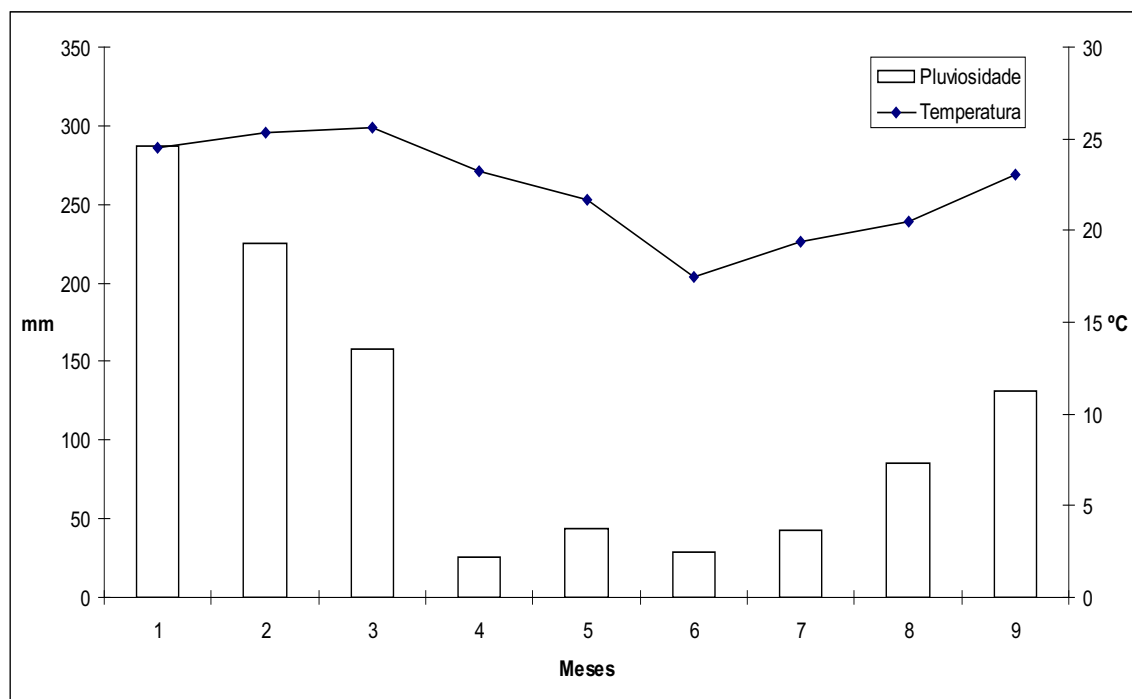


Figura 21: Temperaturas médias (°C) e pluviosidade (mm) total de cada mês no intervalo de Janeiro (1) a Setembro (9) do ano de 2009 da cidade de Rio Claro – SP.

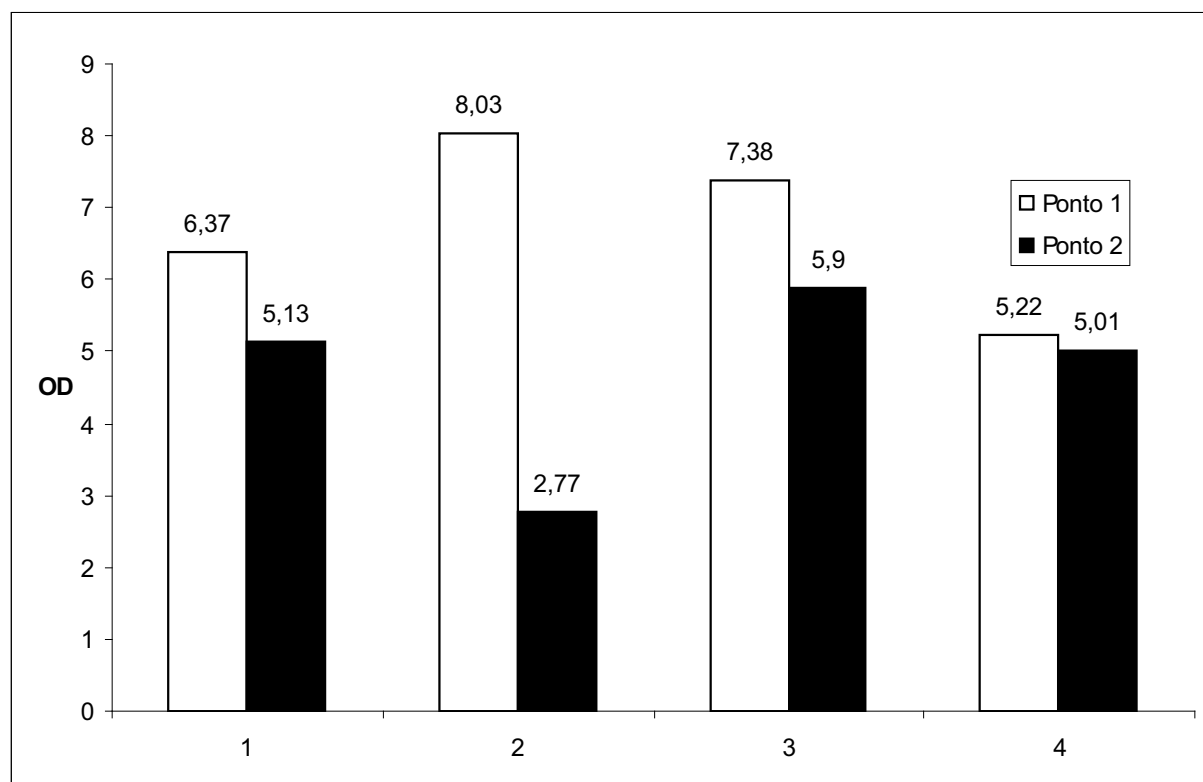


Figura 22: Valores de Oxigênio dissolvido (mg/l – OD) nas coletas. 1 – Coleta 1 (fevereiro), 2 – Coleta 2 (abril), 3 – Coleta 3 (julho), 4 – Coleta 4 (setembro).

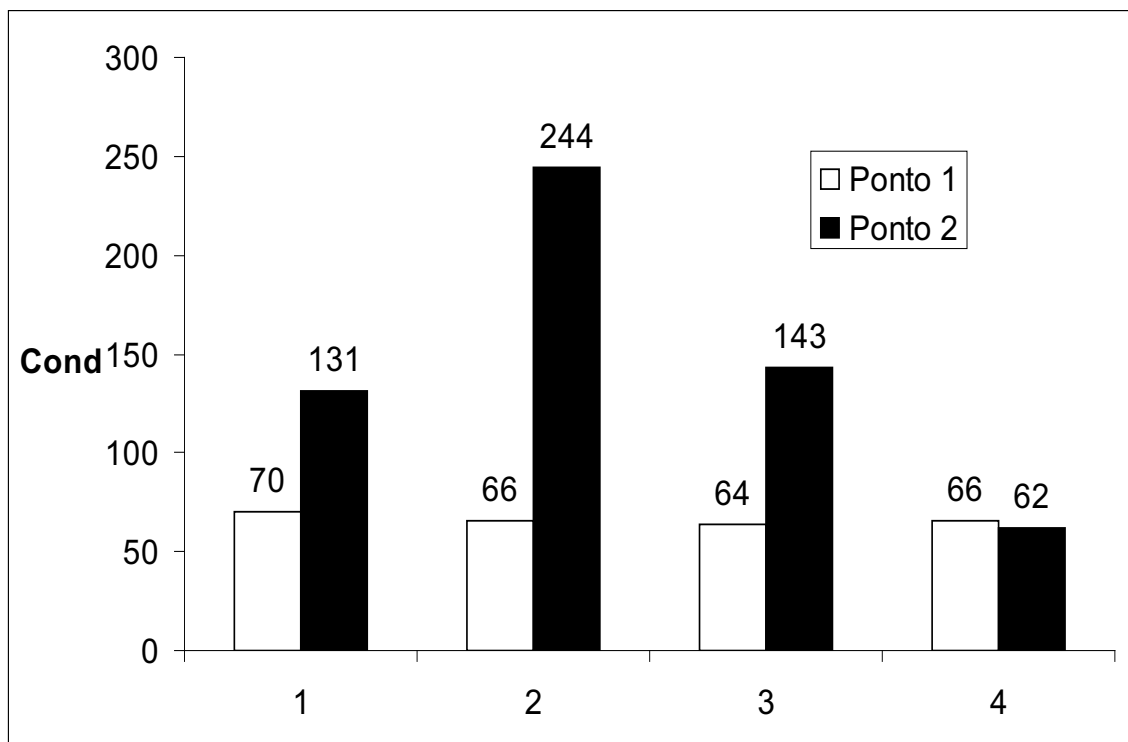


Figura 23: Valores de Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$ – Cond.) nas coletas. 1 – Coleta 1 (fevereiro), 2 – Coleta 2 (abril), 3 – Coleta 3 (julho), 4 – Coleta 4 (setembro).

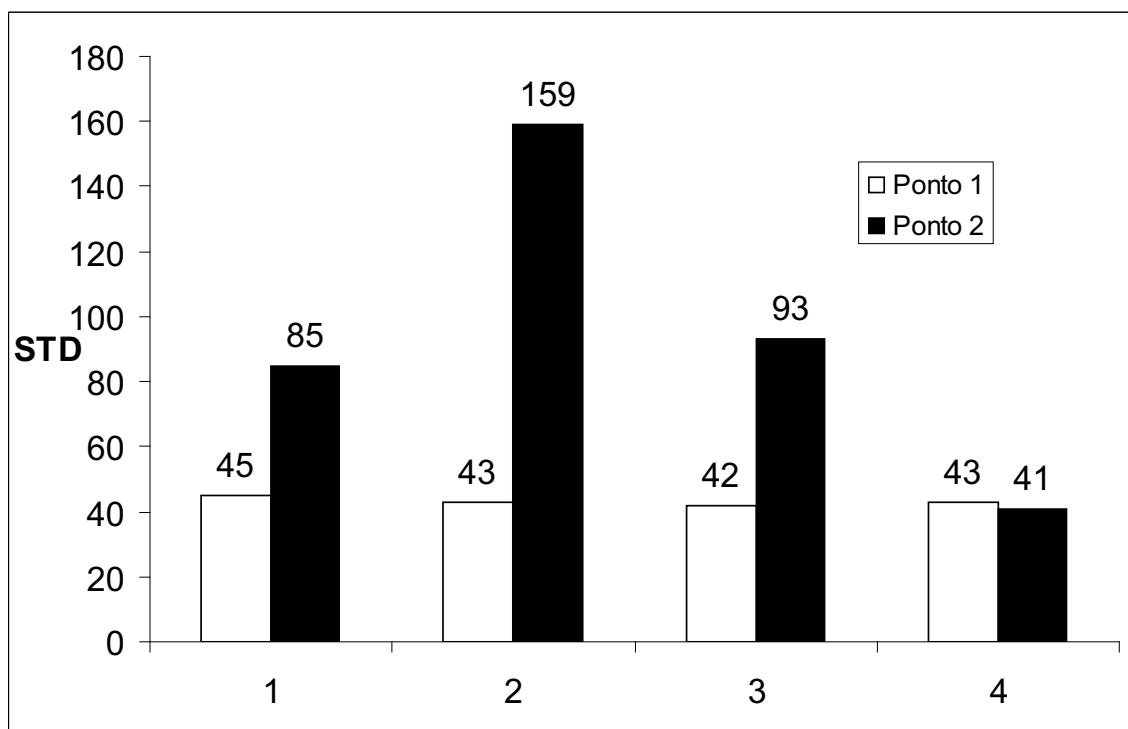


Figura 24: Valores de Sólidos totais dissolvidos (mg/l – STD) nas coletas. 1 – Coleta 1 (fevereiro), 2 – Coleta 2 (abril), 3 – Coleta 3 (julho), 4 – Coleta 4 (setembro).

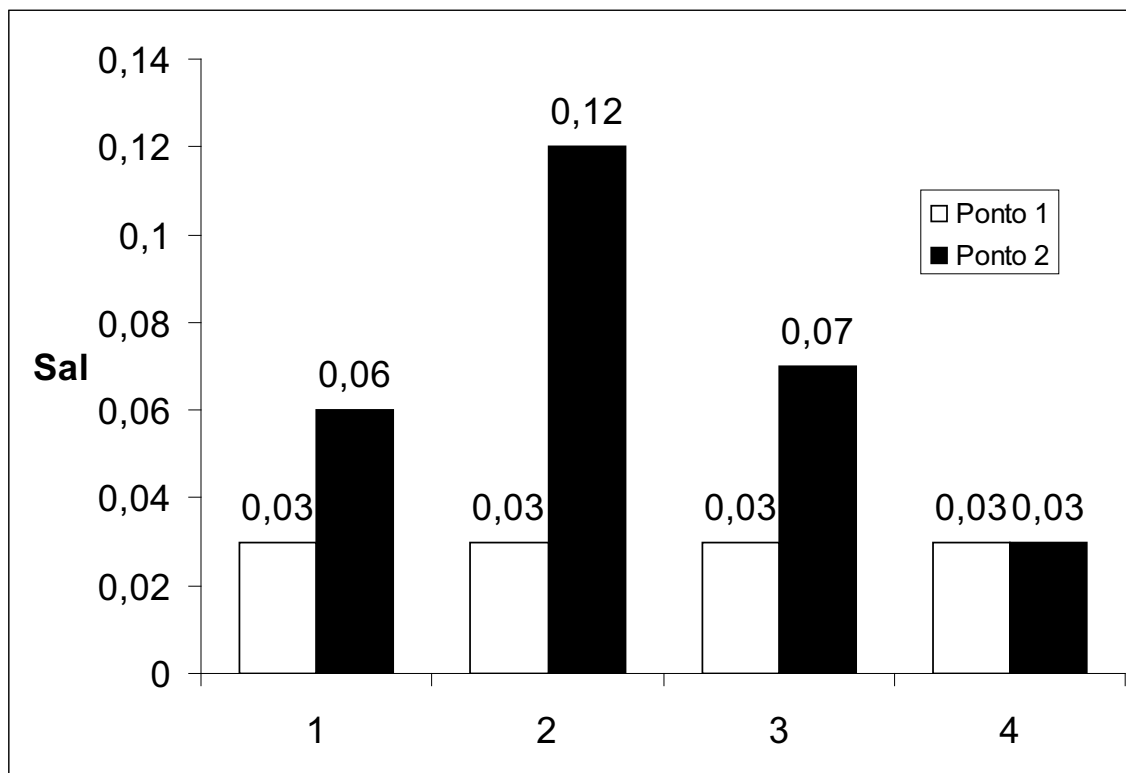


Figura 25: Valores de Salinidade (‰ – Sal.) nas coletas. 1 – Coleta 1 (fevereiro), 2 – Coleta 2 (abril), 3 – Coleta 3 (julho), 4 – Coleta 4 (setembro).

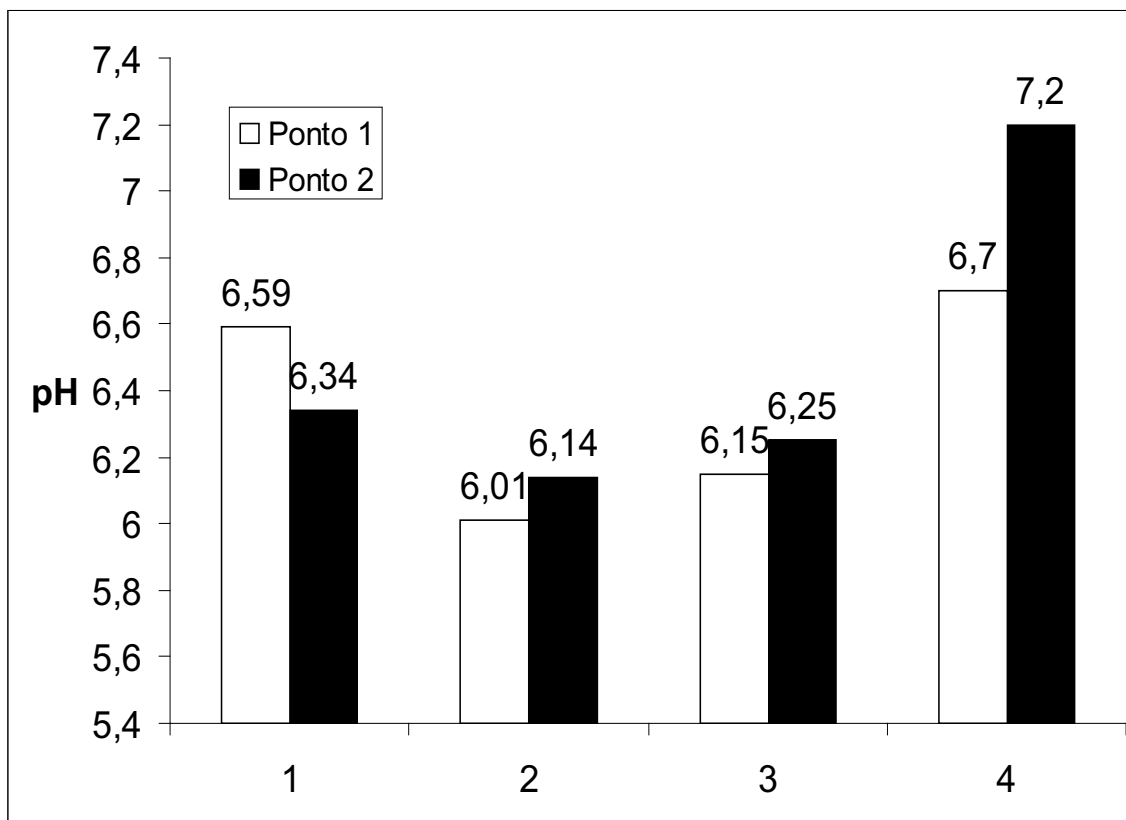


Figura 26: Valores de pH nas coletas. 1 – Coleta 1 (fevereiro), 2 – Coleta 2 (abril), 3 – Coleta 3 (julho), 4 – Coleta 4 (setembro).

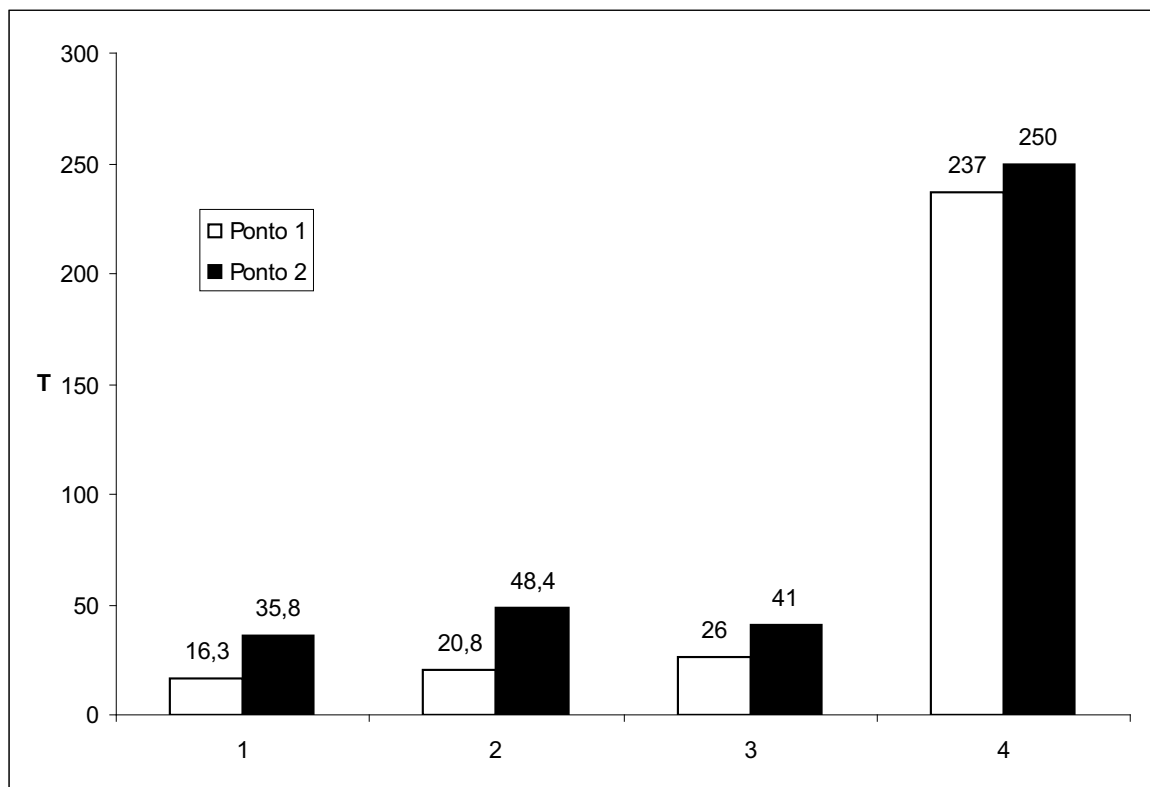


Figura 27: Valores de Turbidez (NTU – T) nas coletas. 1 – Coleta 1 (fevereiro), 2 – Coleta 2 (abril), 3 – Coleta 3 (julho), 4 – Coleta 4 (setembro).

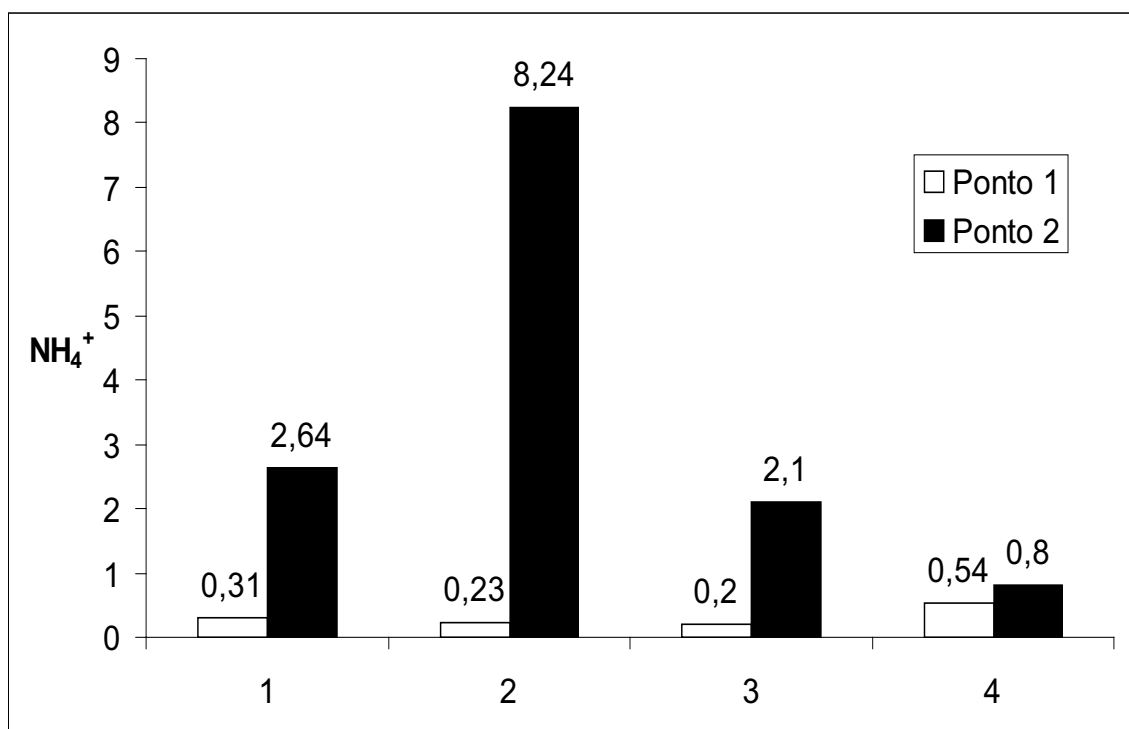


Figura 28: Valores de Nitrogênio amoniacal (mg/l – NH_4^+) nas coletas. 1 – Coleta 1 (fevereiro), 2 – Coleta 2 (abril), 3 – Coleta 3 (julho), 4 – Coleta 4 (setembro).

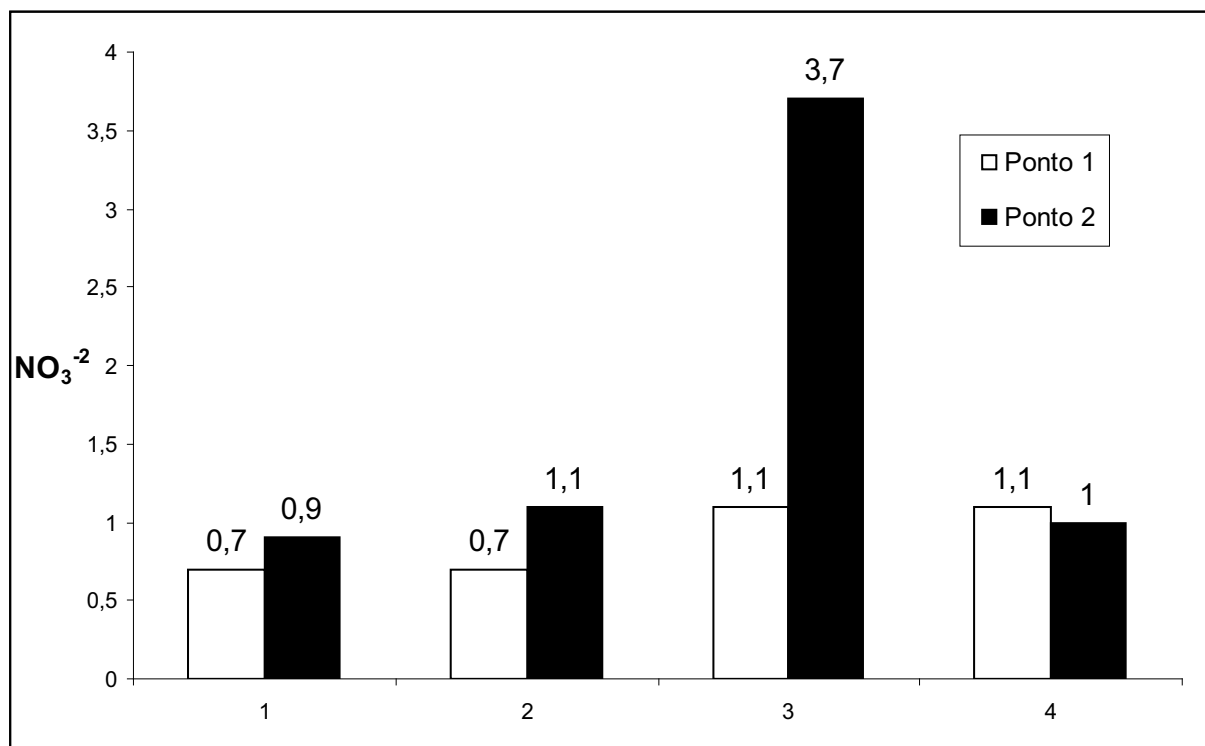


Figura 29: Valores de Nitrato ($\text{mg/l} - \text{NO}_3^-$) nas coletas. 1 – Coleta 1 (fevereiro), 2 – Coleta 2 (abril), 3 – Coleta 3 (julho), 4 – Coleta 4 (setembro).

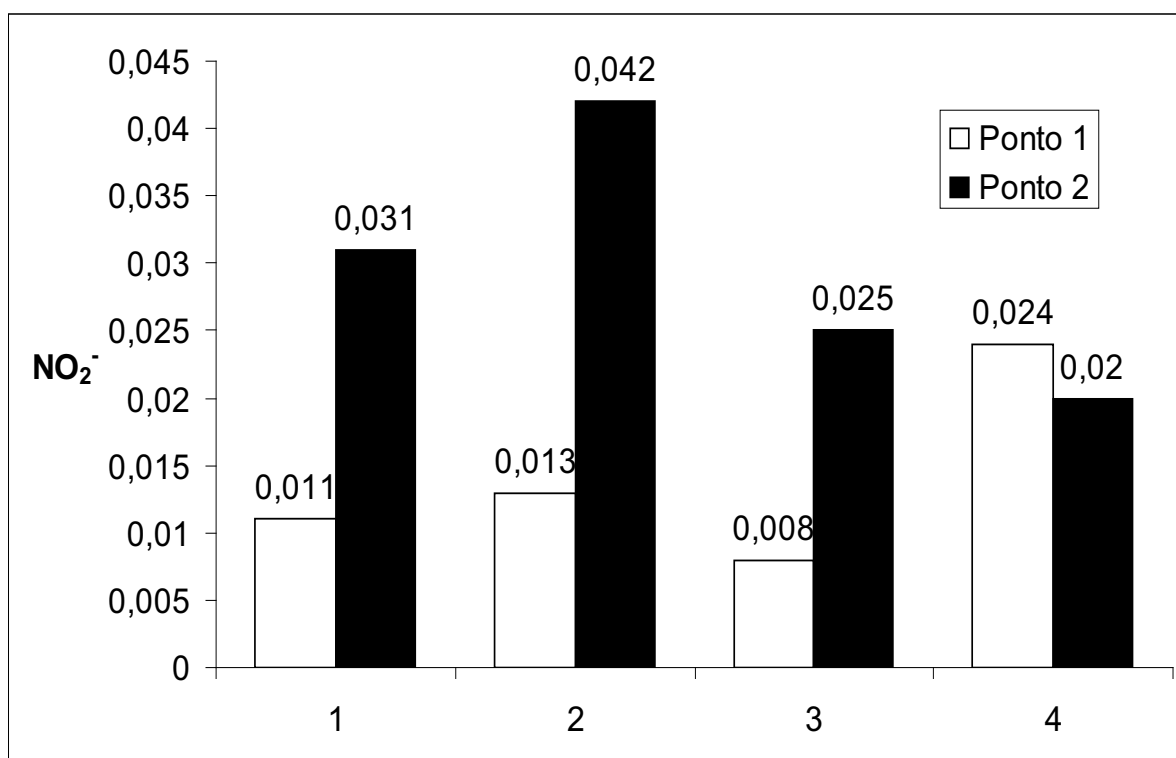


Figura 30: Valores de Nitrito ($\text{mg/l} - \text{NO}_2^-$) nas coletas. 1 – Coleta 1 (fevereiro), 2 – Coleta 2 (abril), 3 – Coleta 3 (julho), 4 – Coleta 4 (setembro).

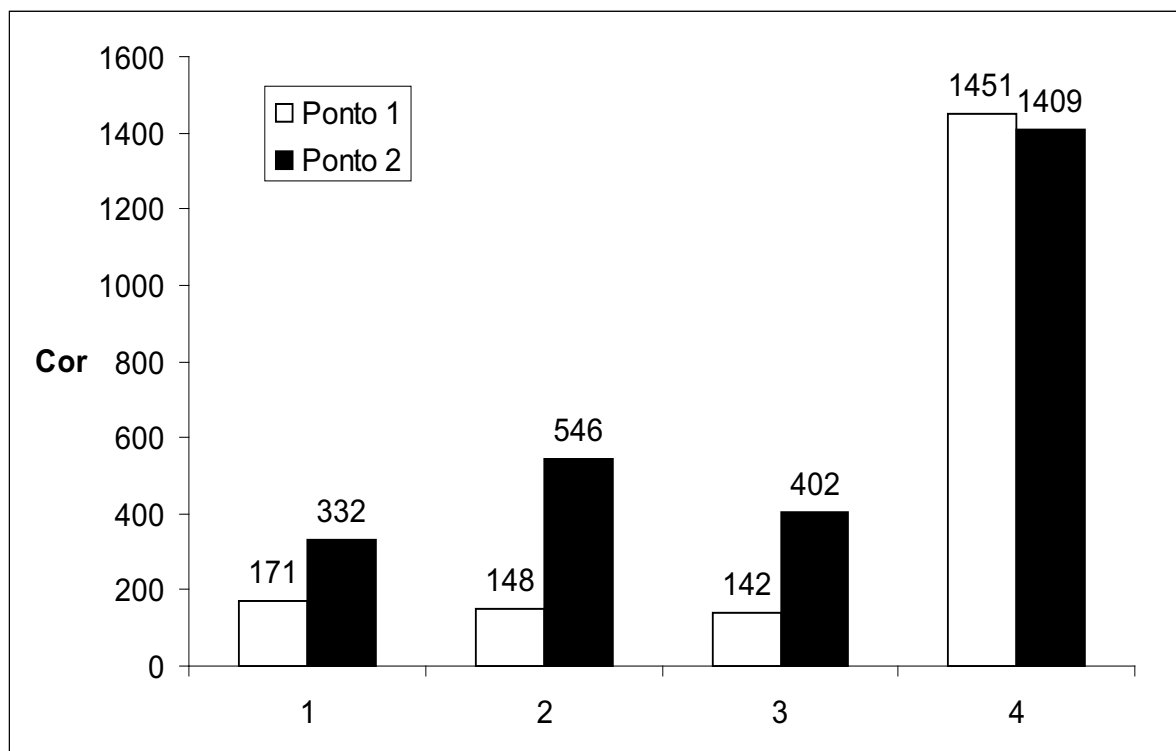


Figura 31: Valores de Cor (mg Pt-Co/l – Cor) nas coletas. 1 – Coleta 1 (fevereiro), 2 – Coleta 2 (abril), 3 – Coleta 3 (julho), 4 – Coleta 4 (setembro).

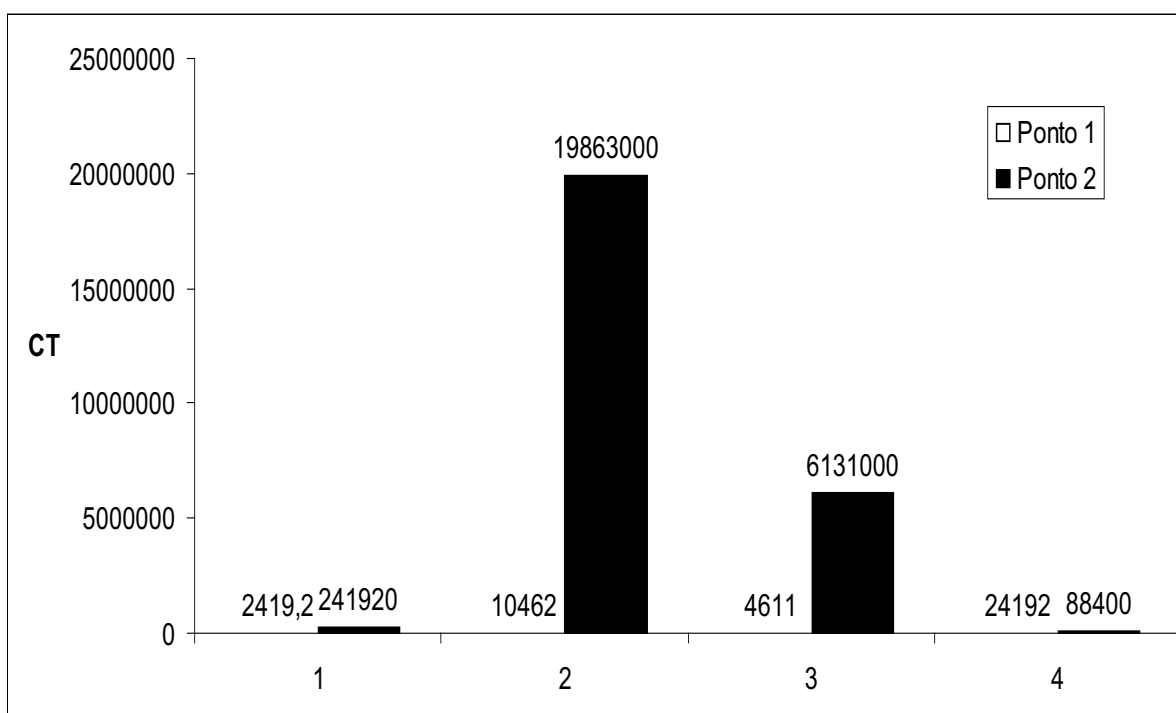


Figura 32: Valores de Coliformes totais/100 ml (CT) nas coletas. 1 – Coleta 1 (fevereiro), 2 – Coleta 2 (abril), 3 – Coleta 3 (julho), 4 – Coleta 4 (setembro).

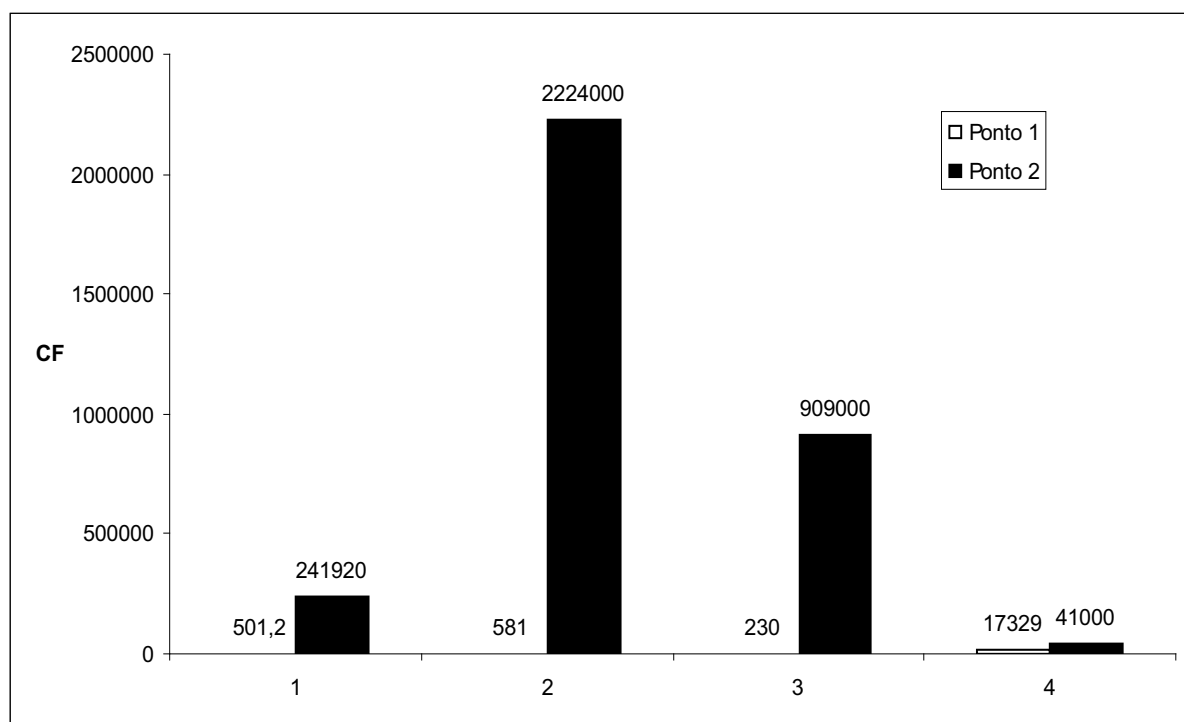


Figura 33: Valores de Coliformes fecais/100 ml (CF) nas coletas. 1 – Coleta 1 (fevereiro), 2 – Coleta 2 (abril), 3 – Coleta 3 (julho), 4 – Coleta 4 (setembro).

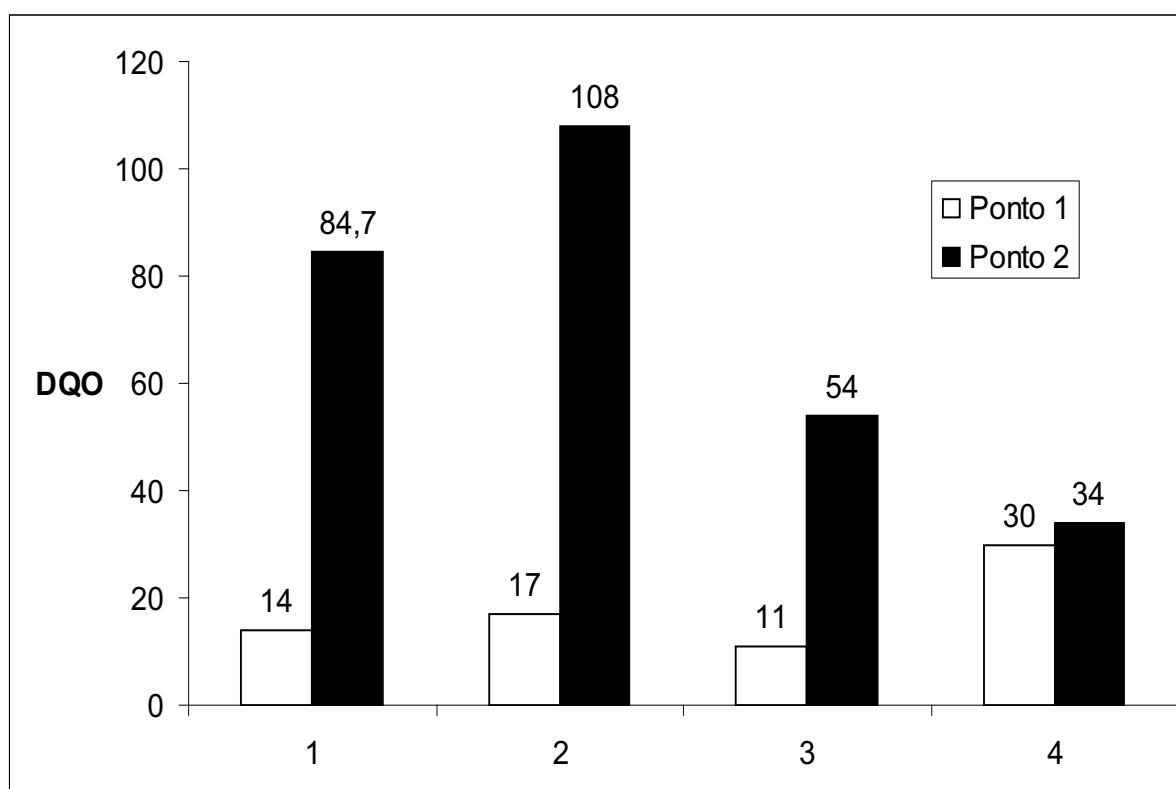


Figura 34: Valores da Demanda química de Oxigênio (mg/l – DQO) nas coletas. 1 – Coleta 1 (fevereiro), 2 – Coleta 2 (abril), 3 – Coleta 3 (julho), 4 – Coleta 4 (setembro).

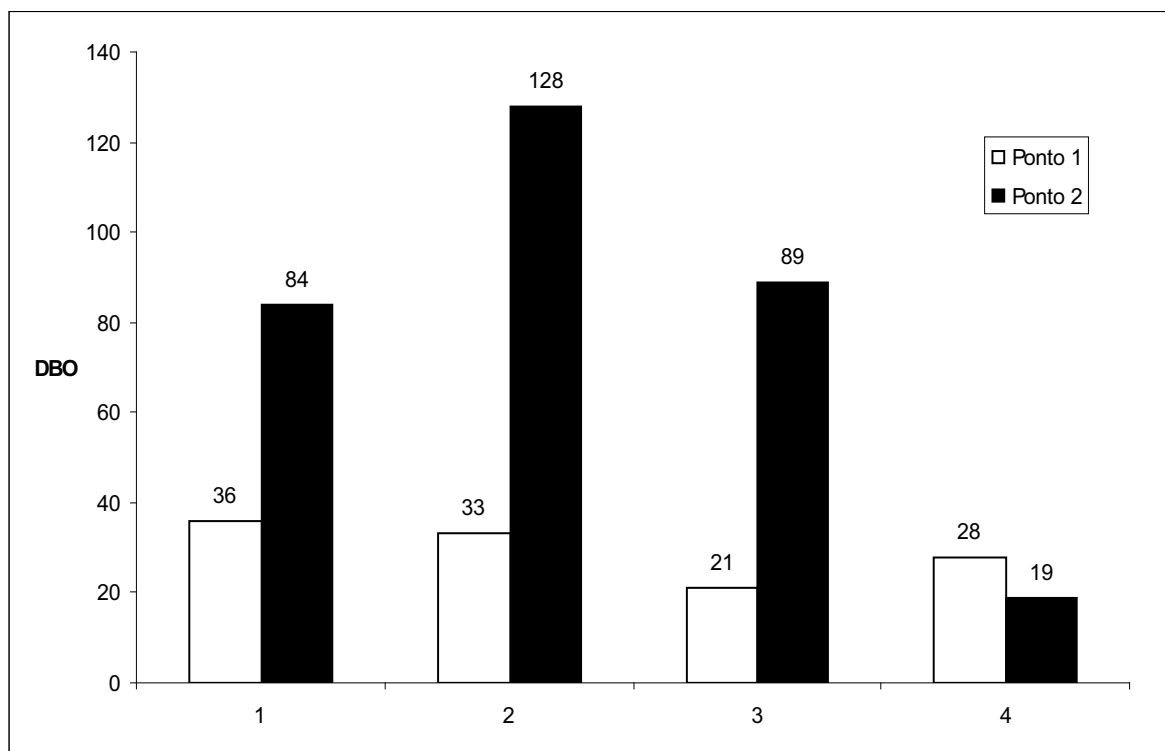


Figura 35: Valores da Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/l – DBO) nas coletas. 1 – Coleta 1 (fevereiro), 2 – Coleta 2 (abril), 3 – Coleta 3 (julho), 4 – Coleta 4 (setembro).

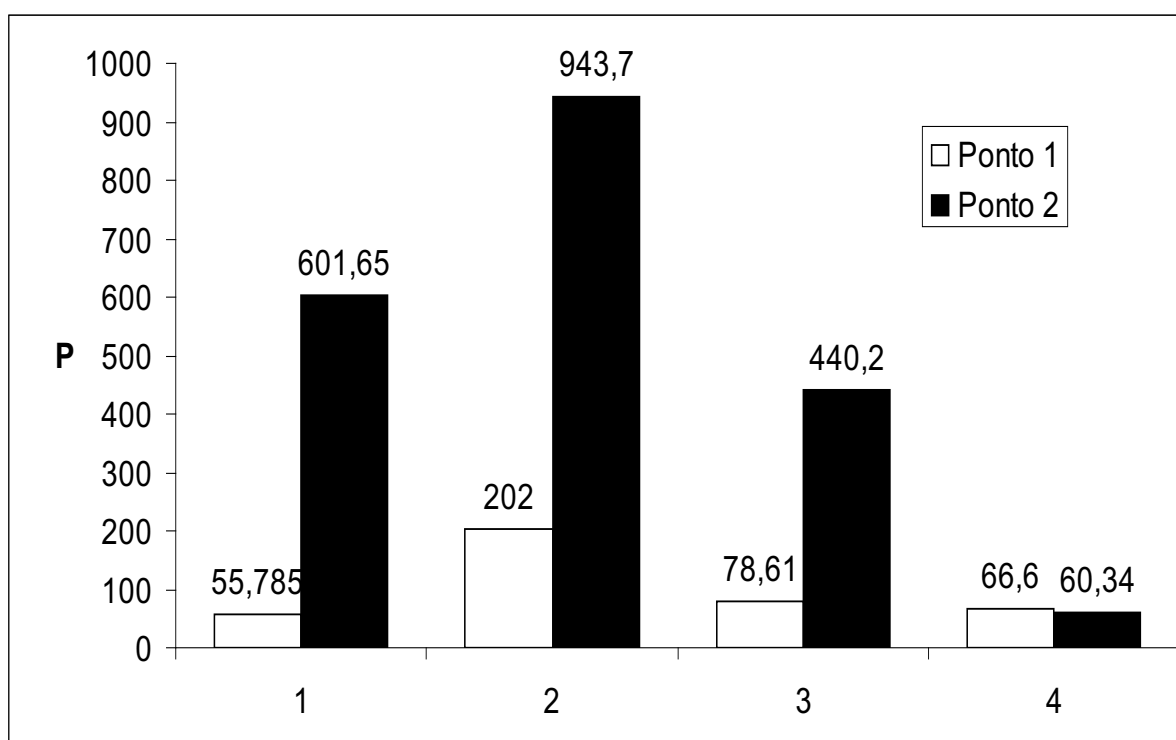


Figura 36: Valores de Fósforo total dissolvido (µg/l – P) nas coletas. 1 – Coleta 1 (fevereiro), 2 – Coleta 2 (abril), 3 – Coleta 3 (julho), 4 – Coleta 4 (setembro).

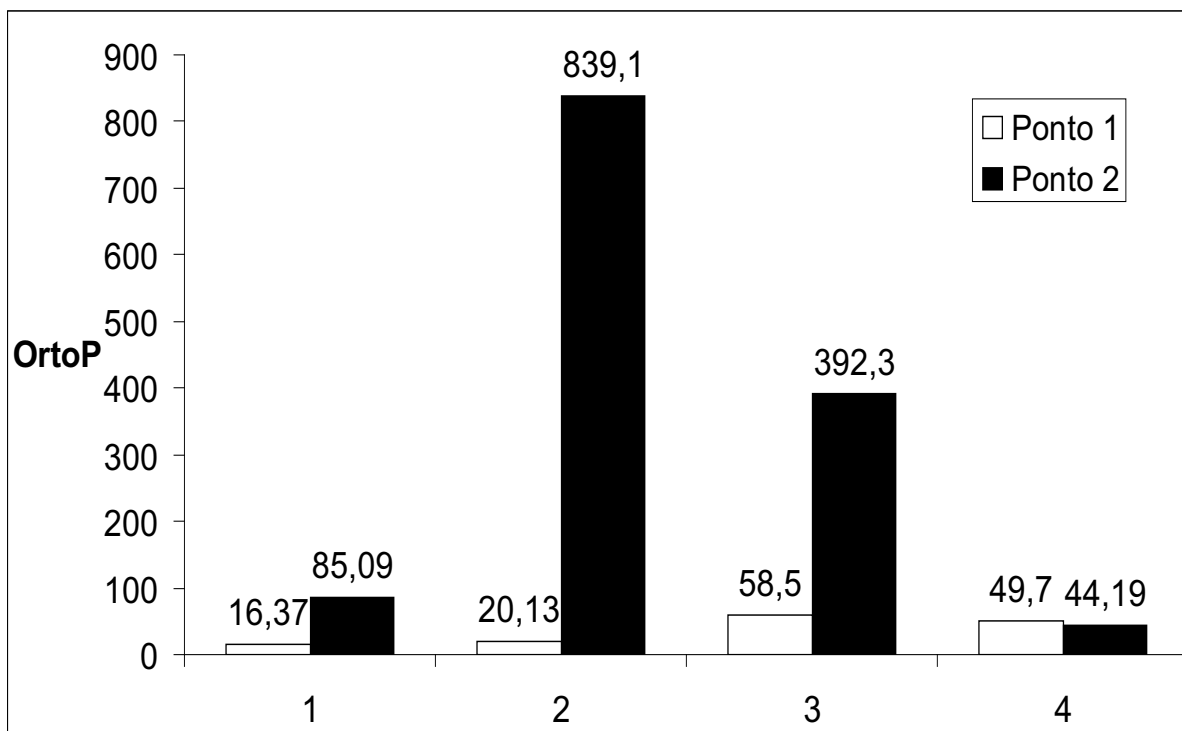


Figura 37: Valores de Ortofosfato ($\mu\text{g/l}$ – OrtoP) nas coletas. 1 – Coleta 1 (fevereiro), 2 – Coleta 2 (abril), 3 – Coleta 3 (julho), 4 – Coleta 4 (setembro).

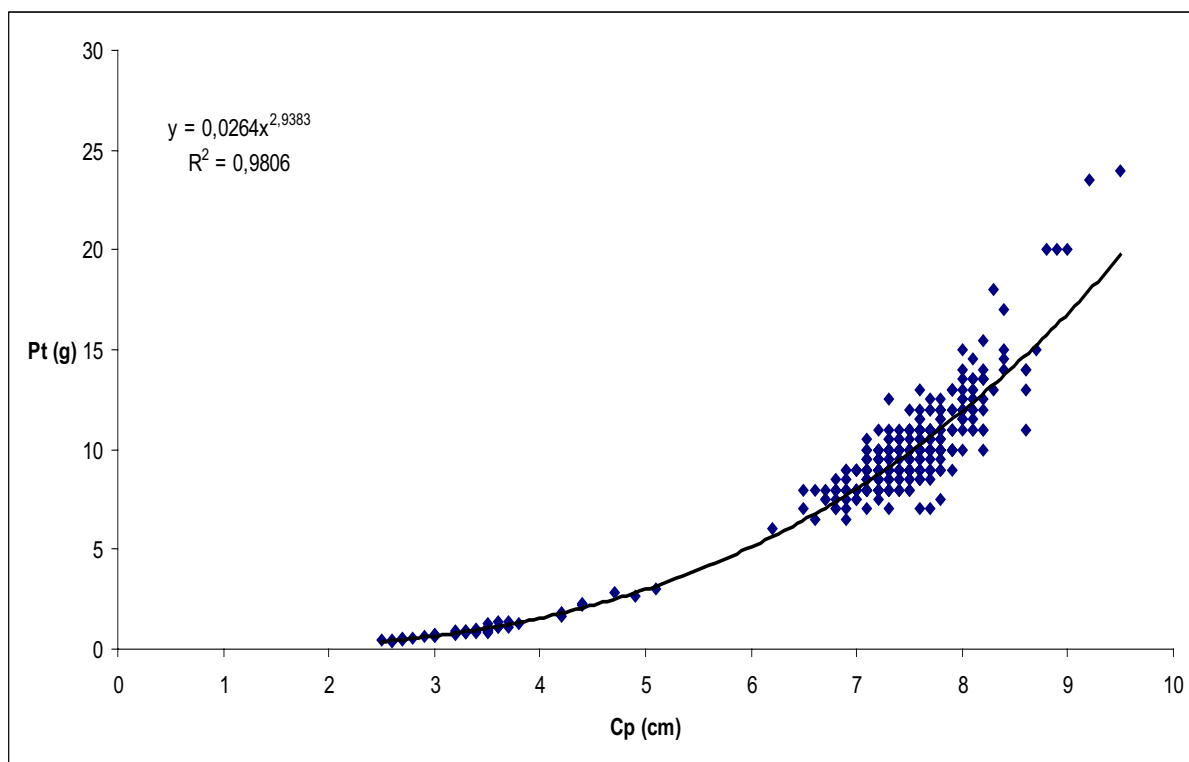


Figura 38: Relação peso/comprimento de todos os exemplares de *A. fasciatus*.

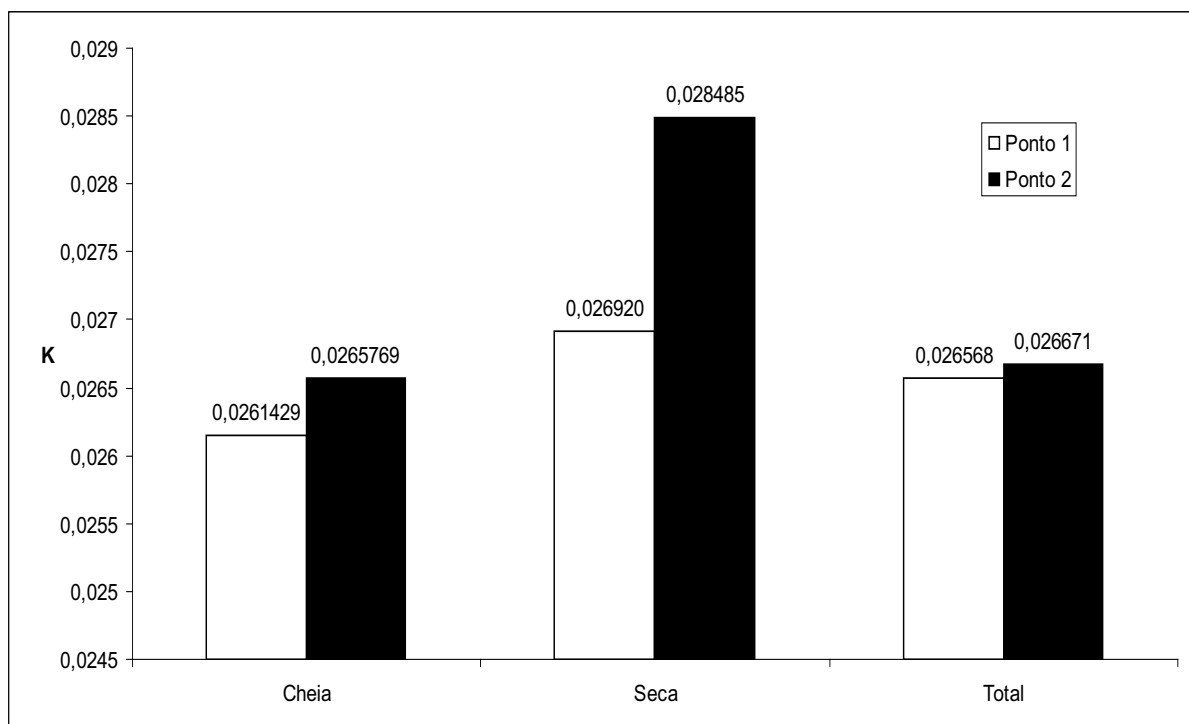


Figura 39: Médias dos respectivos valores dos fatores de condição de *A. fasciatus*.

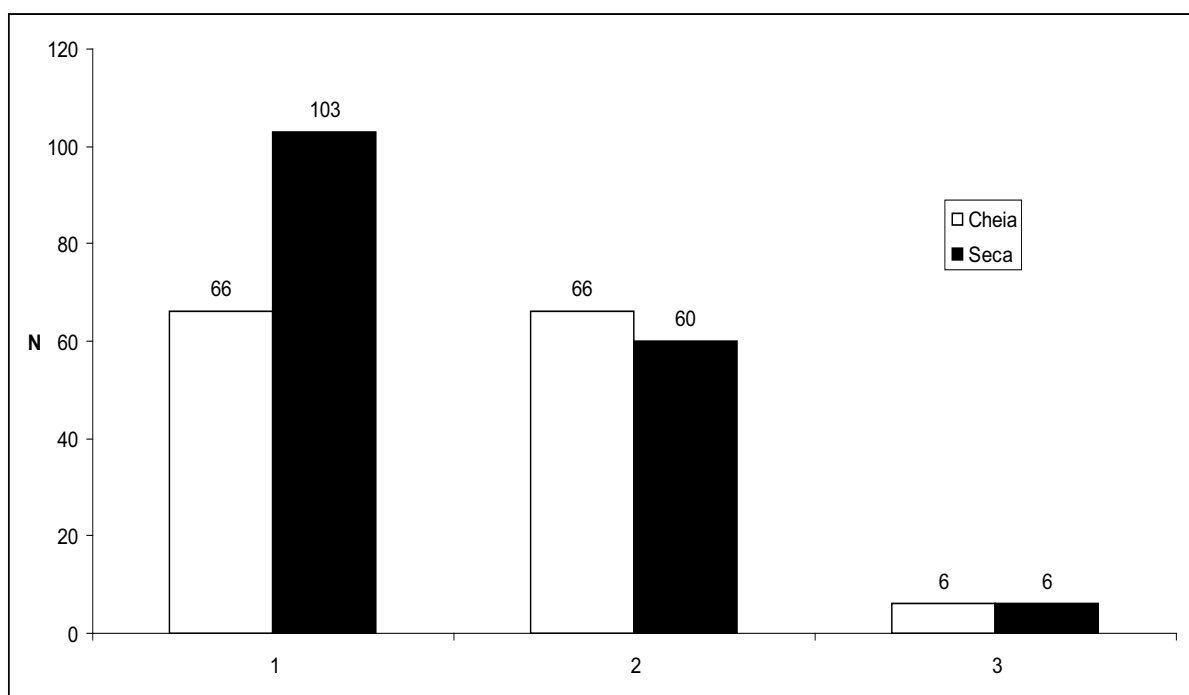


Figura 40: Número de estômagos (N) de *A. fasciatus* com seus respectivos graus de repleção (1 – estômago vazio, 2 – estômago parcialmente cheio, 3 – estômago cheio) no Ponto 1 – área antes do despejo de esgoto.

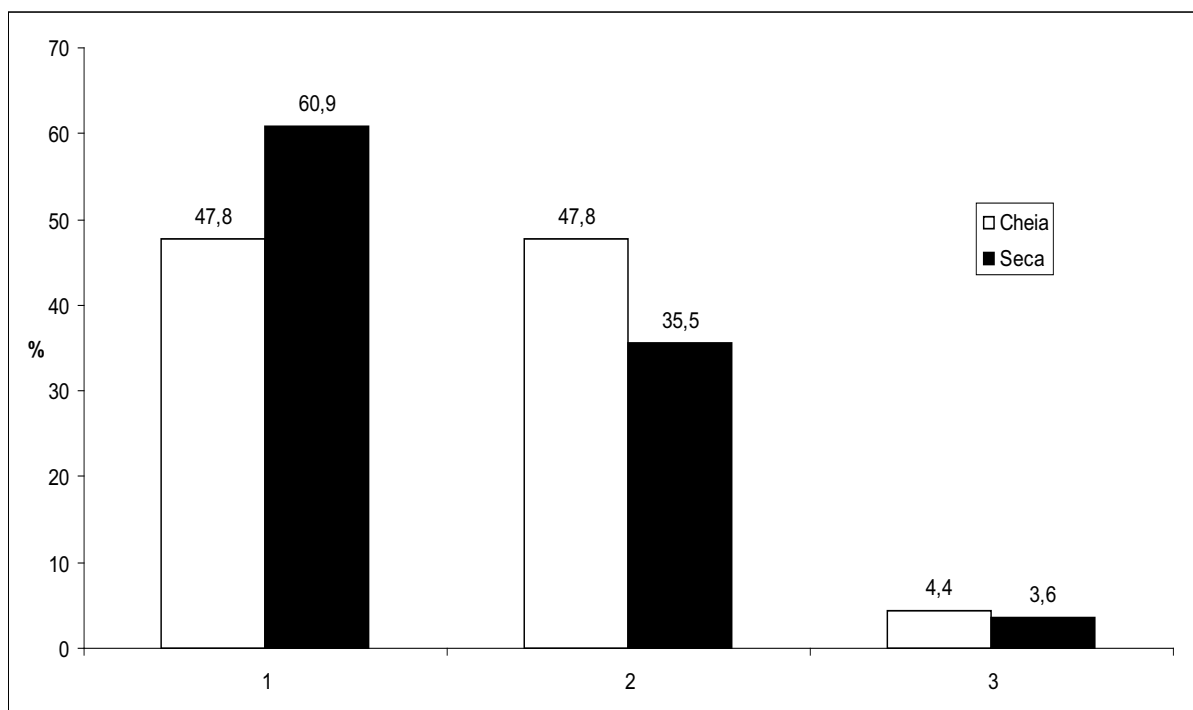


Figura 41: Porcentagem de estômagos de *A. fasciatus* com seus respectivos graus de repleção (1 – estômago vazio, 2 – estômago parcialmente cheio, 3 – estômago cheio) no ponto 1 – área antes do despejo de esgoto.

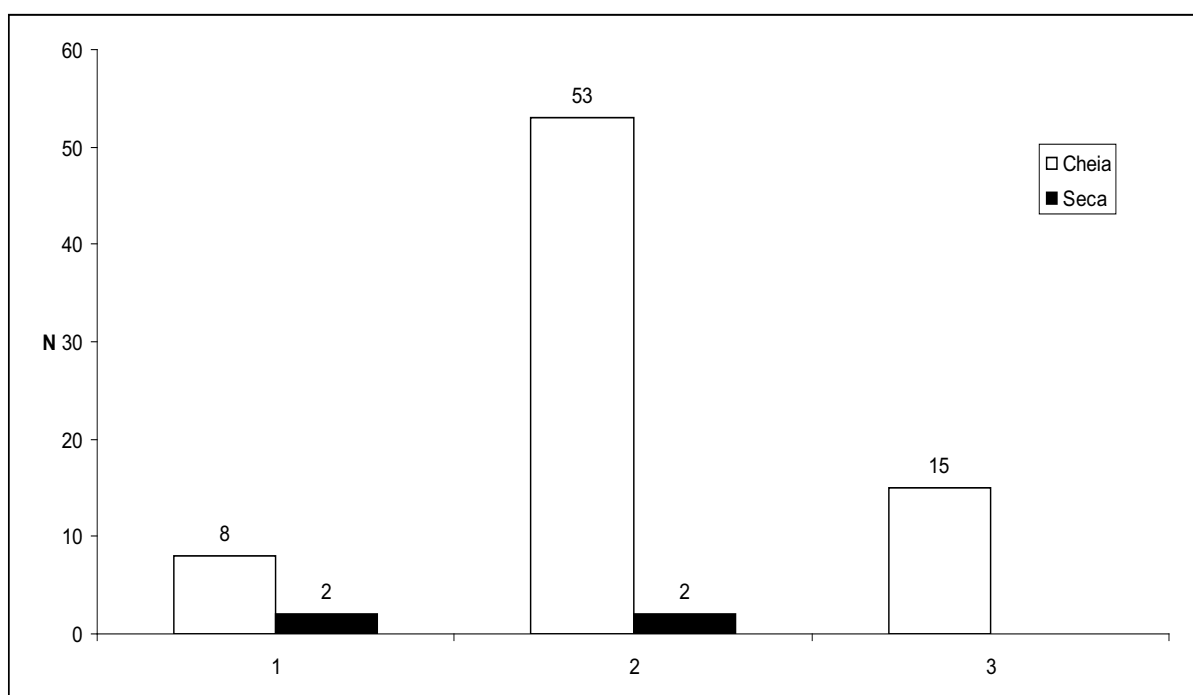


Figura 42: Número de estômagos (N) de *A. fasciatus* com seus respectivos graus de repleção (1 – estômago vazio, 2 – estômago parcialmente cheio, 3 – estômago cheio) no Ponto 2 – área após o despejo de esgoto.

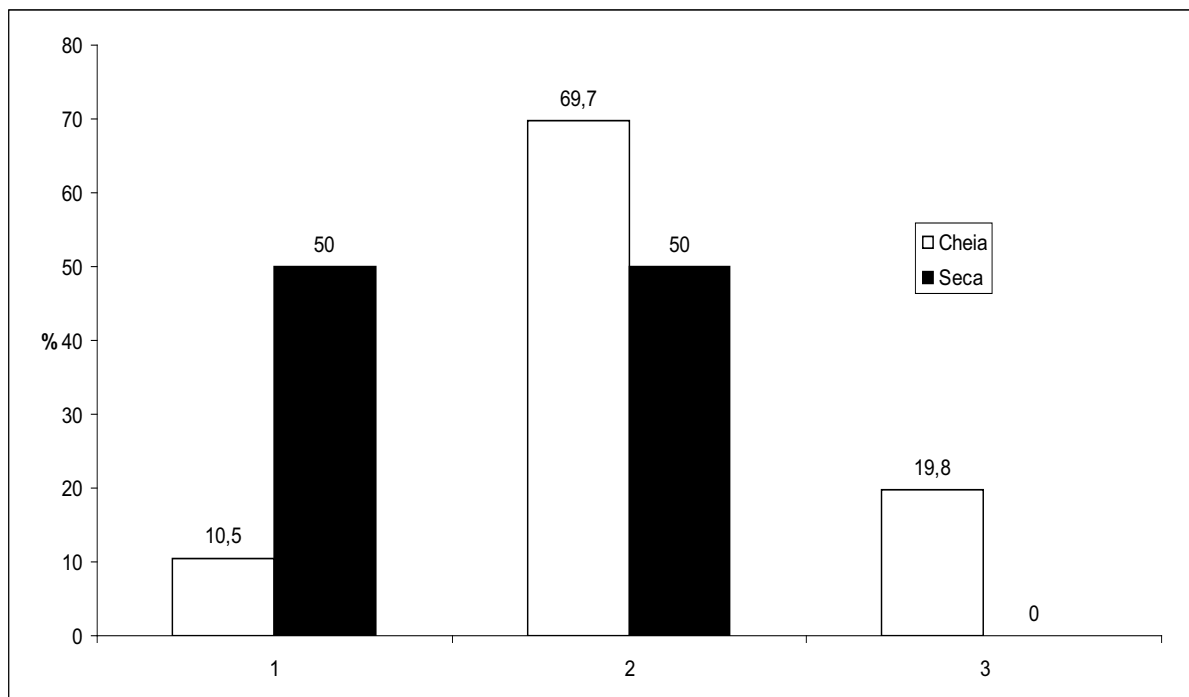


Figura 43: Porcentagem de estômagos de *A. fasciatus* com seus respectivos graus de repleção (1 – estômago vazio, 2 – estômago parcialmente cheio, 3 – estômago cheio) no ponto 2 – área após o despejo de esgoto.

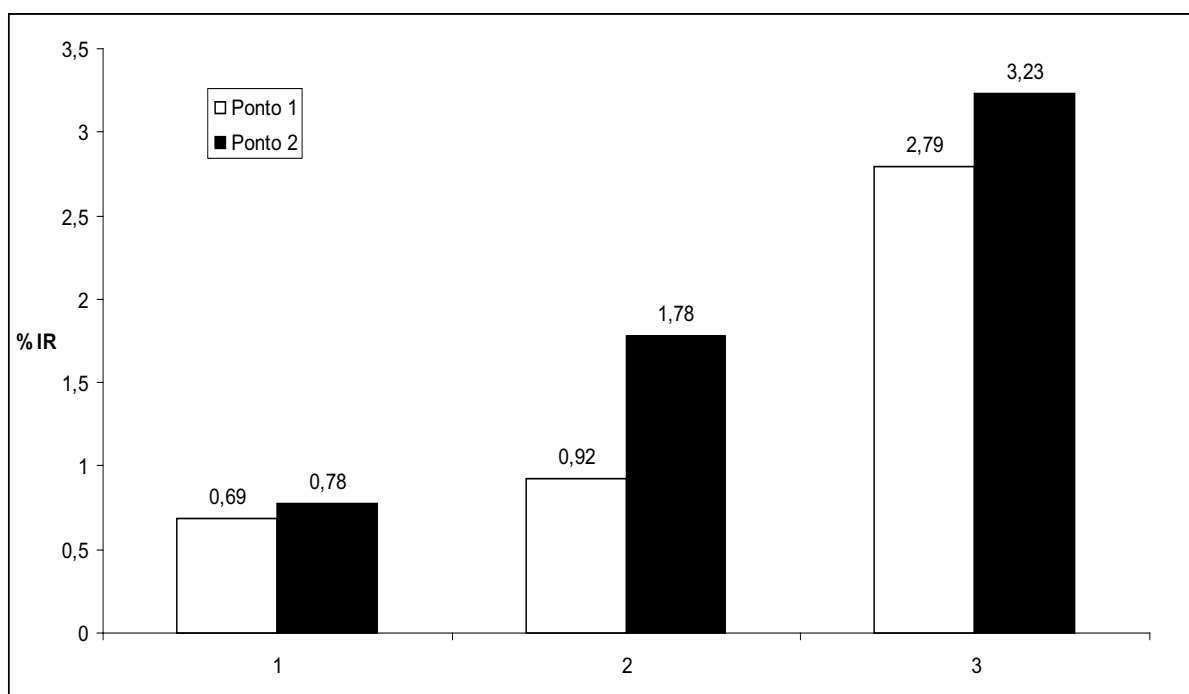


Figura 44: Média do índice de repleção (%IR) de *A. fasciatus* da estação cheia para cada grau de repleção (1 – estômago vazio, 2 – estômago parcialmente cheio, 3 – estômago cheio).

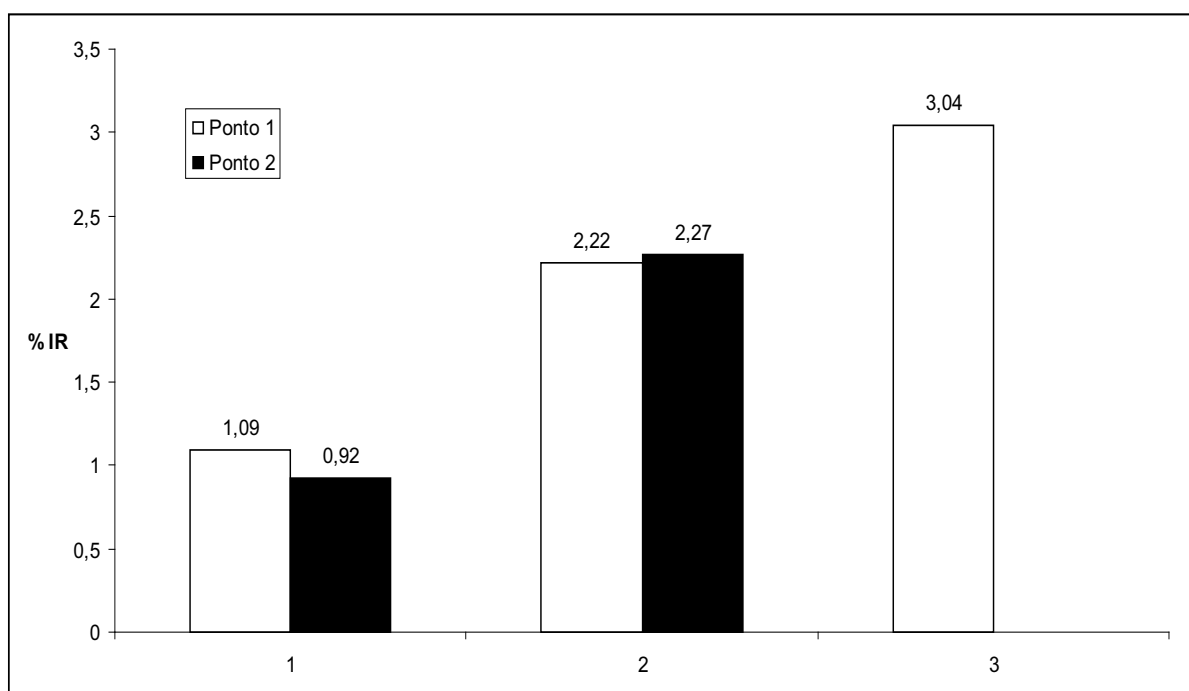


Figura 45: Média do índice de repleção (%IR) de *A. fasciatus* da estação seca para cada grau de repleção (1 – estômago vazio, 2 – estômago parcialmente cheio, 3 – estômago cheio).

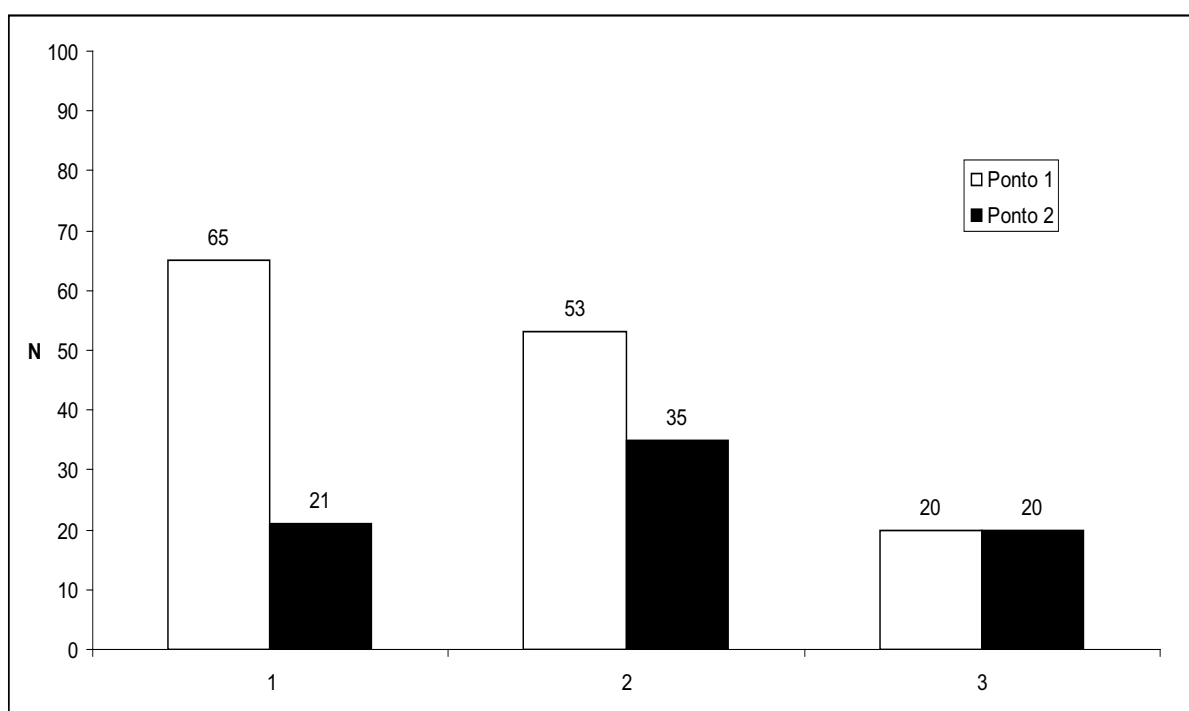


Figura 46: Número (N) de exemplares de *A. fasciatus* com seus respectivos valores de gordura acumulada (1 – sem gordura, 2 – cavidade abdominal parcialmente repleta de gordura, 3 – cavidade abdominal repleta de gordura) na estação cheia.

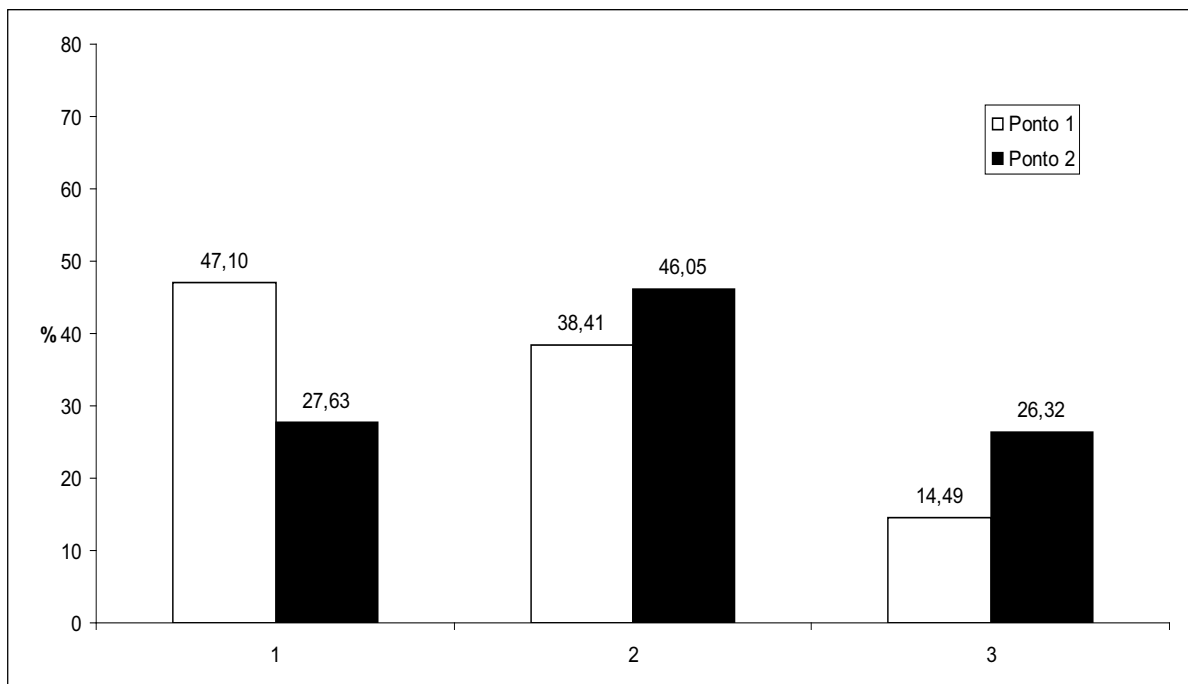


Figura 47: Porcentagem de indivíduos de *A. fasciatus* com seus respectivos graus de gordura acumulada (1 – sem gordura, 2 – cavidade abdominal parcialmente repleta de gordura, 3 – cavidade abdominal repleta de gordura) na estação cheia.

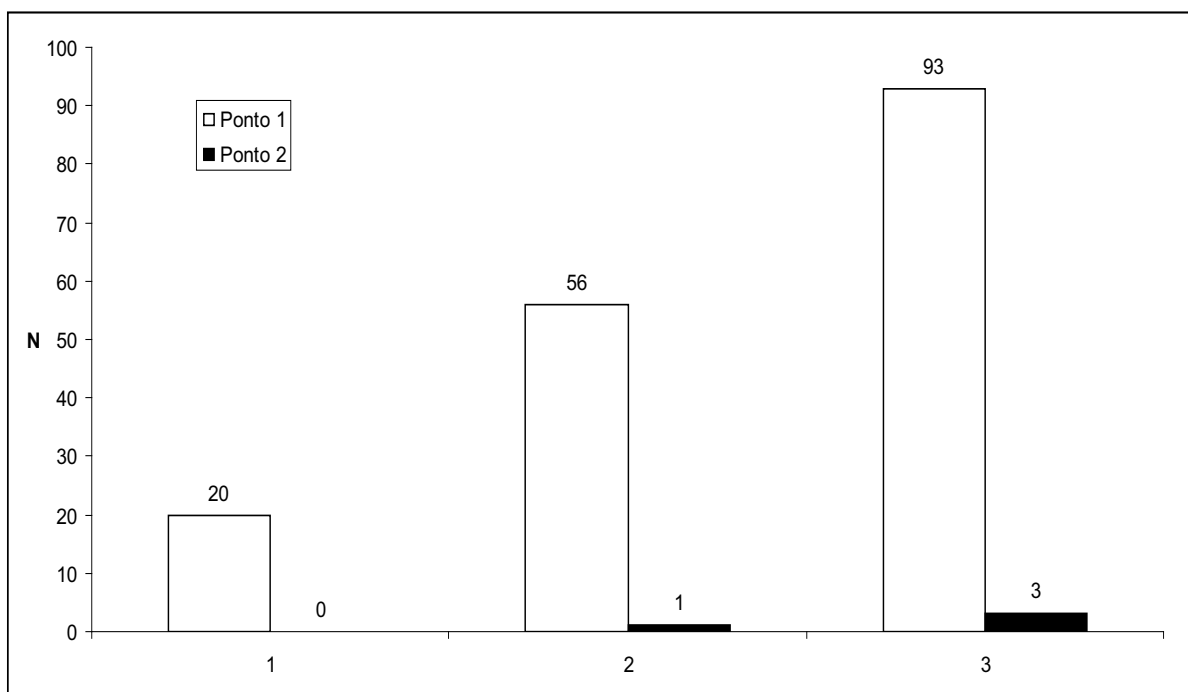


Figura 48: Número (N) de exemplares de *A. fasciatus* com seus respectivos valores de gordura acumulada (1 – sem gordura, 2 – cavidade abdominal parcialmente repleta de gordura, 3 – cavidade abdominal repleta de gordura) na estação seca.

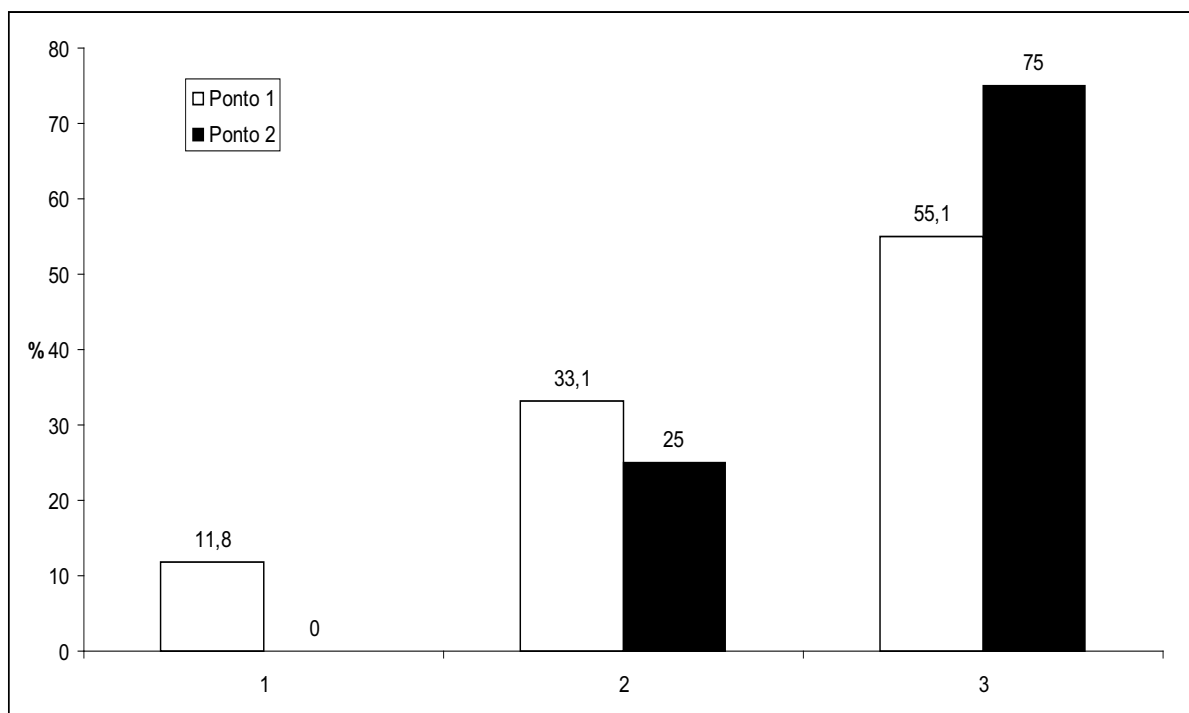


Figura 49: Porcentagem de indivíduos de *A. fasciatus* com seus respectivos graus de gordura acumulada (1 – sem gordura, 2 – cavidade abdominal parcialmente repleta de gordura, 3 – cavidade abdominal repleta de gordura) na estação seca.

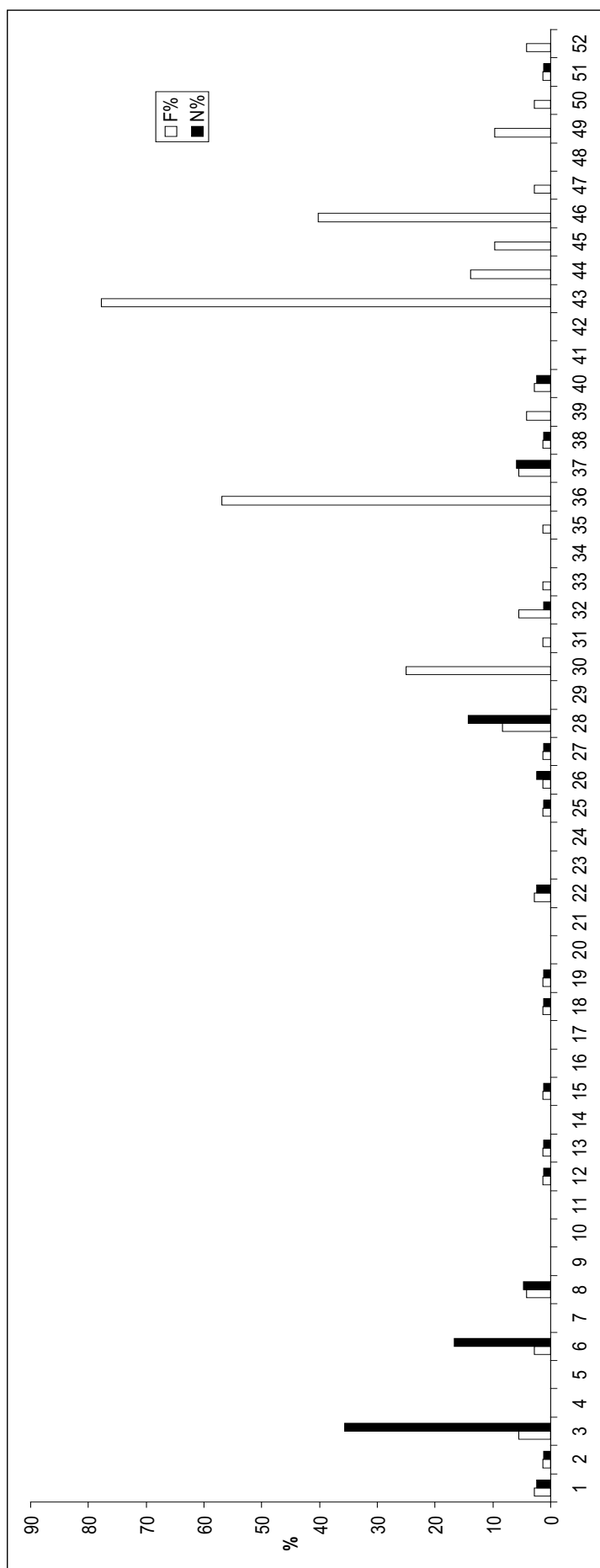


Figura 50: Frequências de ocorrência (F%) e numérica (N%) dos itens alimentares de *A. fasciatus* na estação cheia no ponto 1 – área antes do despejo de esgoto.

Itens: 1 – Larva Nematocera; 2 – Larva Brachycera; 3 – Larva Chironomidae; 4 – Larva Culicidae; 5 – Larva Lepdoptera; 6 – Pupa Culicidae; 7 – Larva Coleoptera; 8 – Pupa Coleoptera; 9 – Nematocera (adulto); 10 – Brachycera (adulto); 11 – Dermaptera (adulto); 12 – Coleoptera (adulto); 13 – Curculionidae; 14 – Blattodea (adulto); 15 – Ninfa Odonata; 16 – Tricoptera (adulto); 17 – Canponothus sp; 18 – Atta sp; 19 – Formicidae; 20 – Formicinae; 21 – Vespidae; 22 – Aranae; 23 – Nematoda; 24 – Crustácea; 25 – Isopoda; 26 – Éritros; 27 – Ferrão de Hymenoptera; 28 – Escamas; 29 – Ovas de peixe; 30 – Restos inseto; 31 – Restos Hymenoptera; 32 – Restos Formicidae; 33 – Restos Díptera; 34 – Restos Coleoptera; 35 – Restos Aranae; 36 – Algas filamentosas; 37 – Fruto; 38 – Semente; 39 – Caule; 40 – Folhas inteiras; 41 – Flor; 42 – Antera; 43 – Restos vegetais; 44 – Restos folha; 45 – Restos fruto; 46 – Restos semente; 47 – Areia; 48 – Pêlos; 49 – Sedimento; 50 – Mat. Não identificado; 51 – Milho; 52 – Quirera.

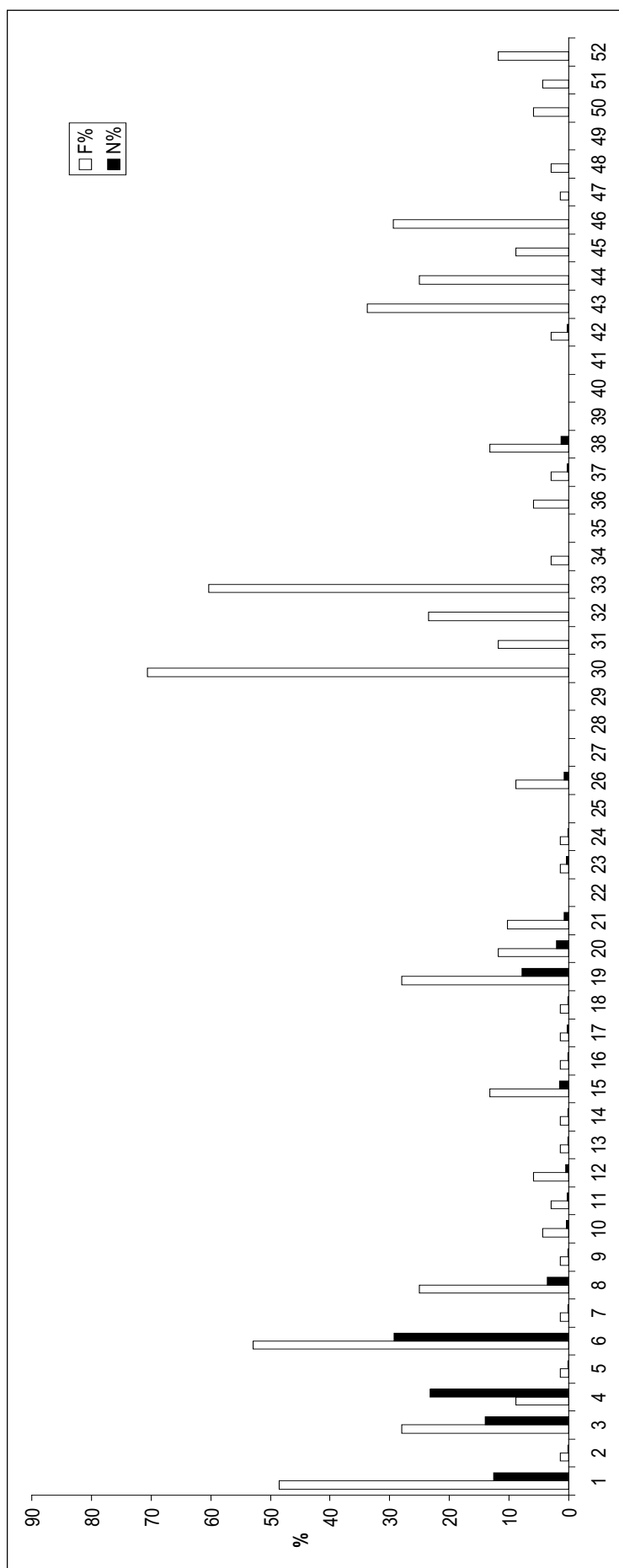


Figura 51: Frequências de ocorrência (F%) e numérica (N%) dos itens alimentares de *A. fasciatus* na estação cheia no ponto 2 – área após o despejo de esgoto.

Itens: 1 – Larva Nematocera; 2 – Larva Brachycera; 3 – Larva Chironomidae; 4 – Larva Culicidae; 5 – Larva Lepidoptera; 6 – Pupa Culicidae; 7 – Larva Coleoptera; 8 – Pupa Coleoptera; 9 – Nematocera (adulto); 10 – Brachycera (adulto); 11 – Dermaptera (adulto); 12 – Coleoptera (adulto); 13 – Curculionidae; 14 – Blattodea (adulto); 15 – Ninfa Odonata; 16 – Tricoptera (adulto); 17 – Canponothus sp.; 18 – Atta sp.; 19 – Formicidae; 20 – Formicinae; 21 – Vespidae; 22 – Aranae; 23 – Nematoda; 24 – Crustacea; 25 – Isopoda; 26 – Eritros; 27 – Ferrão de Hymenoptera; 28 – Escamas; 29 – Ovas de peixe; 30 – Restos inseto; 31 – Restos Hymenoptera; 32 – Restos Formicidae; 33 – Restos Díptera; 34 – Restos Coleoptera; 35 – Restos Aranae; 36 – Algas filamentosas; 37 – Fruto; 38 – Semente; 39 – Caule; 40 – Folhas inteiras; 41 – Flor; 42 – Antera; 43 – Restos vegetais; 44 – Restos folha; 45 – Restos fruto; 46 – Restos semente; 47 – Areia; 48 – Pêlos; 49 – Sedimento; 50 – Mat. Não identificado; 51 – Milho; 52 – Quirera.

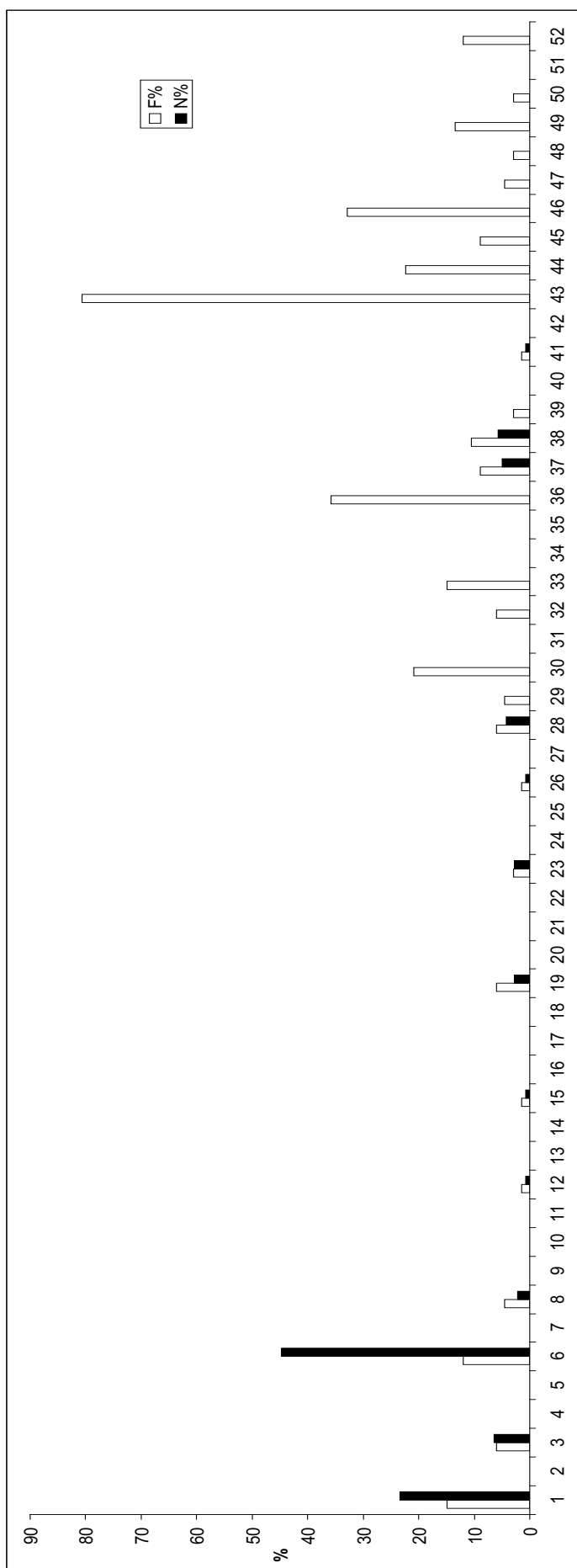


Figura 52: Frequências de ocorrência (F%) e numérica (N%) dos itens alimentares de *A. fasciatus* na estação seca no ponto 1 – área antes do despejo de esgoto.

Itens: 1 – Larva Nematocera; 2 – Larva Brachycera; 3 – Larva Chironomidae; 4 – Larva Culicidae; 5 – Larva Lepdoptera; 6 – Pupa Culicidae; 7 – Larva Coleoptera; 8 – Pupa Coleoptera; 9 – Nematocera (adulto); 10 – Brachycera (adulto); 11 – Dermaptera (adulto); 12 – Coleoptera (adulto); 13 – Curculionidae; 14 – Blattodea (adulto); 15 – Ninfa Odonata; 16 – Tricoptera (adulto); 17 – Canponothus sp; 18 – Atta sp; 19 – Formicidae; 20 – Formicinae; 21 – Vespidae; 22 – Aranae; 23 – Nematoda; 24 – Crustácea; 25 – Isopoda; 26 – Êritros; 27 – Ferrão de Hymenoptera; 28 – Escamas; 29 – Ovas de peixe; 30 – Restos inseto; 31 – Restos Hymenoptera; 32 – Restos Formicidae; 33 – Restos Díptera; 34 – Restos Coleoptera; 35 – Restos Aranae; 36 – Algas filamentosas; 37 – Fruto; 38 – Semente; 39 – Caule; 40 – Folhas inteiras; 41 – Flor; 42 – Antera; 43 – Restos vegetais; 44 – Restos folha; 45 – Restos fruto; 46 – Restos semente; 47 – Areia; 48 – Pêlos; 49 – Sedimento; 50 – Mat. Não identificado; 51 – Milho; 52 – Quirera.

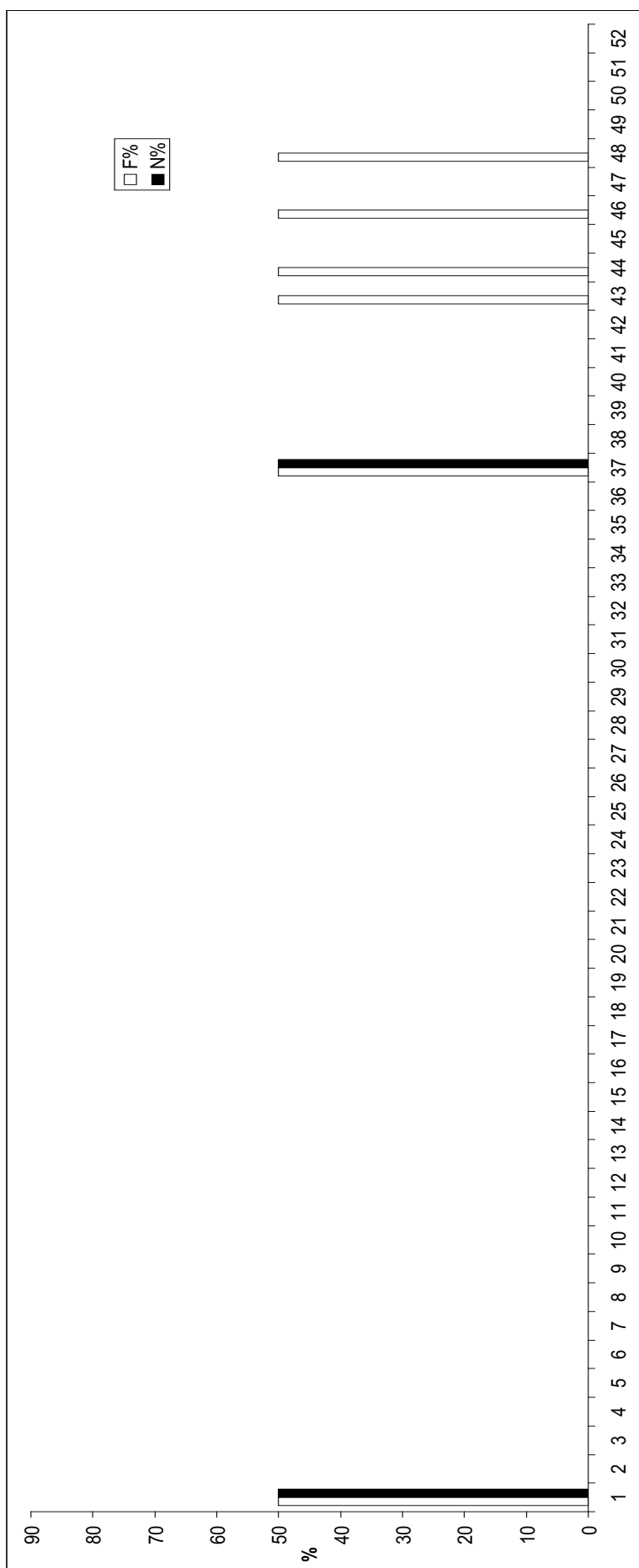


Figura 53: Frequências de ocorrência (F%) e numérica (N%) dos itens alimentares de *A. fasciatus* na estação seca no ponto 2 – área após o despejo de esgoto.

Itens: 1 – Larva Nematocera; 2 – Larva Brachycera; 3 – Larva Chironomidae; 4 – Larva Culicidae; 5 – Larva Lepidoptera; 6 – Pupa Culicidae; 7 – Larva Coleoptera; 8 – Pupa Coleoptera; 9 – Nematocera (adulto); 10 – Brachycera (adulto); 11 – Dermaptera (adulto); 12 – Coleoptera (adulto); 13 – Curculionidae; 14 – Blattodea (adulto); 15 – Ninfa Odonata; 16 – Tricoptera (adulto); 17 – Canponothus sp; 18 – Atta sp; 19 – Formicidae; 20 – Formicinae; 21 – Vespidae; 22 – Aranae; 23 – Nematoda; 24 – Crustacea; 25 – Isopoda; 26 – Éritros; 27 – Ferrão de Hymenoptera; 28 – Escamas; 29 – Ovas de peixe; 30 – Restos inseto; 31 – Restos Hymenoptera; 32 – Restos Formicidae; 33 – Restos Díptera; 34 – Restos Coleoptera; 35 – Restos Aranae; 36 – Algas filamentosas; 37 – Fruto; 38 – Semente; 39 – Caule; 40 – Folhas inteiras; 41 – Flor; 42 – Antera; 43 – Restos vegetais; 44 – Restos folha; 45 – Restos fruto; 46 – Restos semente; 47 – Areia; 48 – Pêlos; 49 – Sedimento; 50 – Mat. Não identificado; 51 – Milho; 52 – Quirera.

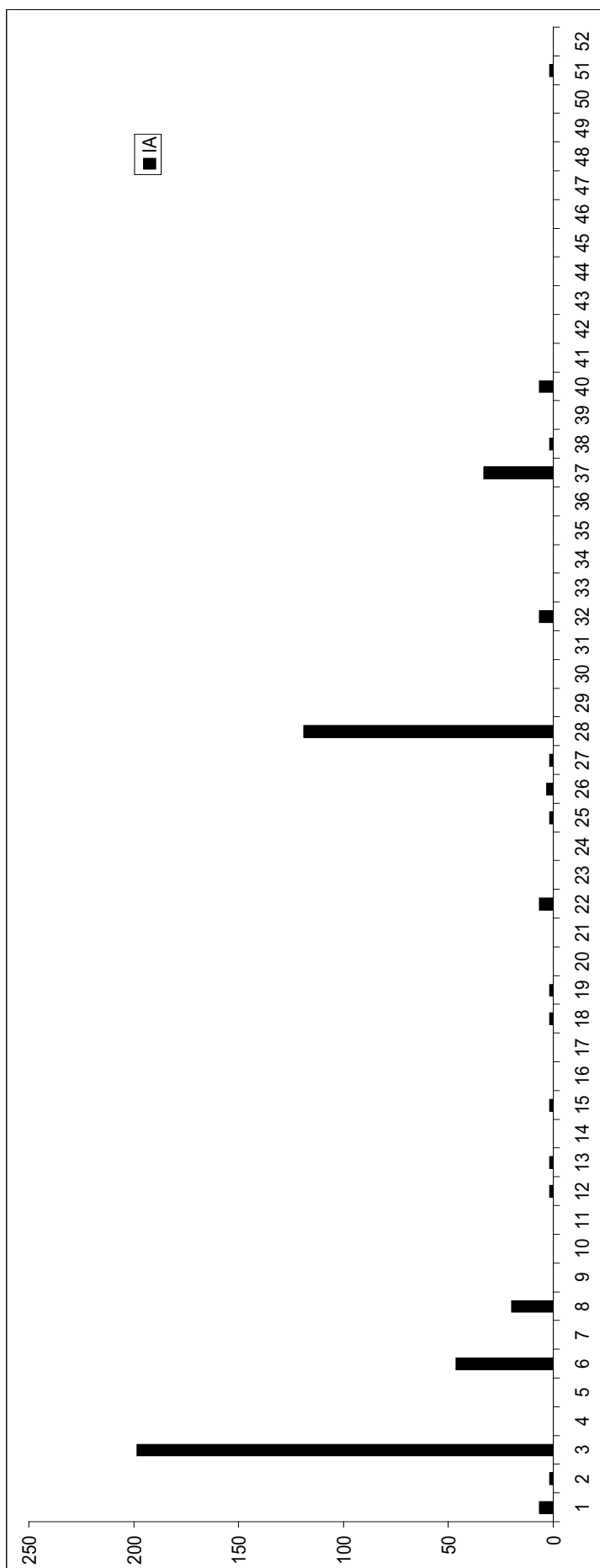


Figura 54: Valores do índice alimentar (IA) para cada item alimentar de *A. fasciatus* no ponto 1 – área antes do despejo de esgoto, na coleta cheia.

Itens: 1 – Larva Nematocera; 2 – Larva Brachycera; 3 – Larva Chironomidae; 4 – Larva Culicidae; 5 – Larva Lepdoptera; 6 – Pupa Culicidae; 7 – Larva Coleoptera; 8 – Pupa Coleoptera; 9 – Nematocera (adulto); 10 – Brachycera (adulto); 11 – Dermaptera (adulto); 12 – Coleoptera (adulto); 13 – Curculionidae; 14 – Blattodea (adulto); 15 – Ninfa Odonata; 16 – Tricoptera (adulto); 17 – Canponothus sp; 18 – Atta sp; 19 – Formicidae; 20 – Formicinae; 21 – Vespidae; 22 – Aranae; 23 – Nematoda; 24 – Crustácea; 25 – Isopoda; 26 – Éritros; 27 – Ferrão de Hymenoptera; 28 – Escamas; 29 – Ovas de peixe; 30 – Restos inseto; 31 – Restos Hymenoptera; 32 – Restos Formicidae; 33 – Restos Díptera; 34 – Restos Coleoptera; 35 – Restos Aranae; 36 – Algas filamentosas; 37 – Fruto; 38 – Semente; 39 – Caule; 40 – Folhas inteiras; 41 – Flor; 42 – Antera; 43 – Restos vegetais; 44 – Restos folha; 45 – Restos fruto; 46 – Restos semente; 47 – Areia; 48 – Pêlos; 49 – Sedimento; 50 – Mat. Não identificado; 51 – Milho; 52 – Quirera.

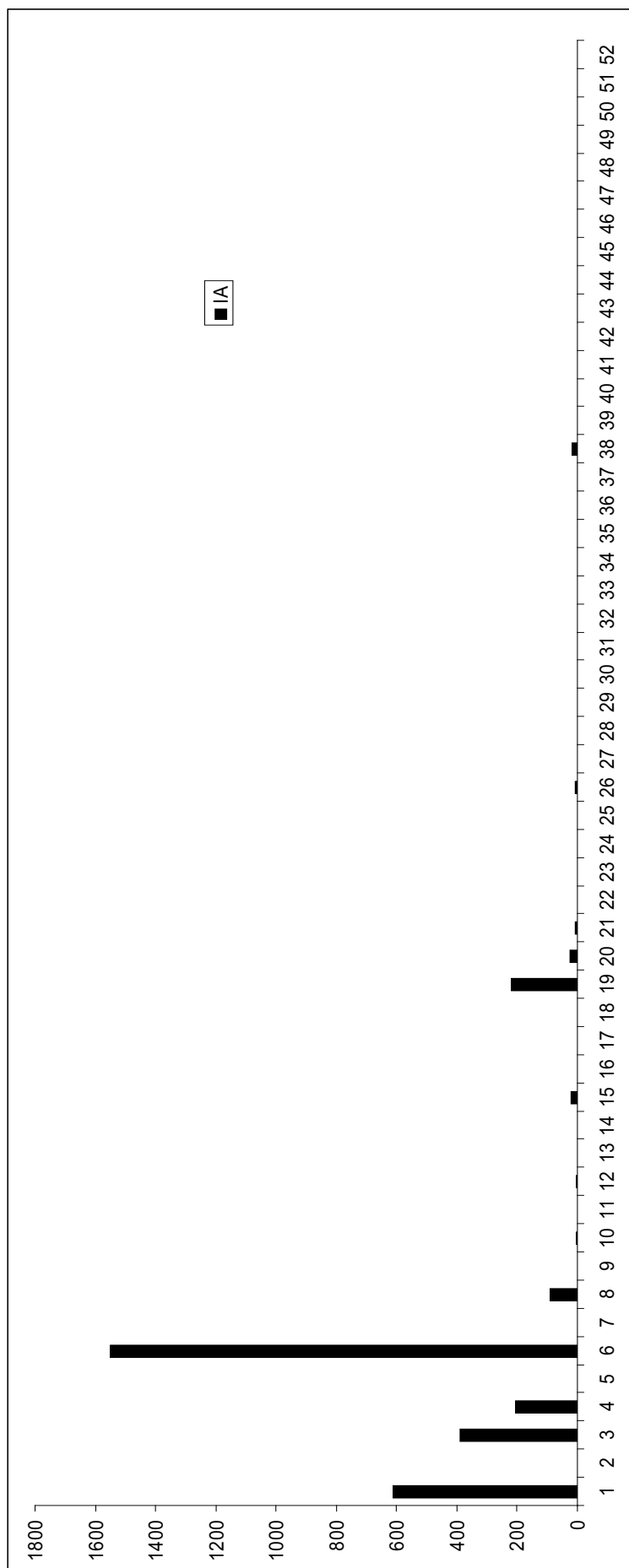


Figura 55: Valores do índice alimentar (IA) para cada item alimentar de *A. fasciatus* no ponto 2 – área após o despejo de esgoto, na coleta cheia.

Itens: 1 – Larva Nematocera; 2 – Larva Brachycera; 3 – Larva Chironomidae; 4 – Larva Culicidae; 5 – Larva Lepidoptera; 6 – Pupa Culicidae; 7 – Larva Coleoptera; 8 – Pupa Coleoptera; 9 – Nematocera (adulto); 10 – Brachycera (adulto); 11 – Dermoptera (adulto); 12 – Coleoptera (adulto); 13 – Curculionidae; 14 – Blattodea (adulto); 15 – Ninfa Odonata; 16 – Tricoptera (adulto); 17 – Canponothus sp; 18 – Atta sp; 19 – Formicidae; 20 – Formicinae; 21 – Vespidae; 22 – Aranae; 23 – Nematoda; 24 – Crustácea; 25 – Isopoda; 26 – Éritros; 27 – Ferrão de Hymenoptera; 28 – Escamas; 29 – Ovas de peixe; 30 – Restos inseto; 31 – Restos Hymenoptera; 32 – Restos Formicidae; 33 – Restos Díptera; 34 – Restos Coleoptera; 35 – Restos Aranae; 36 – Algas filamentosas; 37 – Fruto; 38 – Semente; 39 – Caule; 40 – Folhas inteiras; 41 – Flor; 42 – Antera; 43 – Restos vegetais; 44 – Restos folha; 45 – Restos fruto; 46 – Restos semente; 47 – Areia; 48 – Pêlos; 49 – Sedimento; 50 – Mat. Não identificado; 51 – Milho; 52 – Quirera.

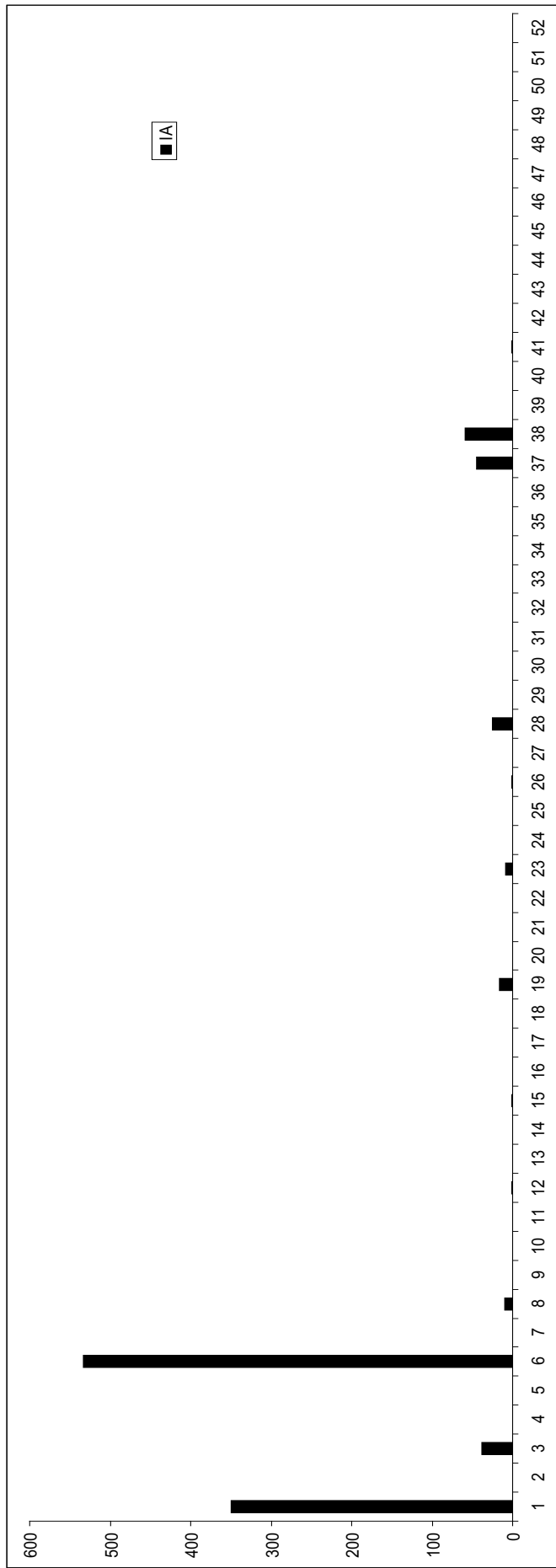


Figura 56: Valores do índice alimentar (IA) para cada item alimentar de *A. fasciatus* no ponto 1 – área antes do despejo de esgoto, na coleta seca.

Itens: 1 – Larva Nematocera; 2 – Larva Brachycera; 3 – Larva Chironomidae; 4 – Larva Culicidae; 5 – Larva Lepdoptera; 6 – Pupa Culicidae; 7 – Larva Coleoptera; 8 – Pupa Coleoptera; 9 – Nematocera (adulto); 10 – Brachycera (adulto); 11 – Dermaptera (adulto); 12 – Coleoptera (adulto); 13 – Curculionidae; 14 – Blattodea (adulto); 15 – Ninfa Odonata; 16 – Tricoptera (adulto); 17 – Canponothus sp; 18 – Atta sp; 19 – Formicidae; 20 – Formicinae; 21 – Vespidae; 22 – Aranae; 23 – Nematoda; 24 – Crustacea; 25 – Isopoda; 26 – Éritros; 27 – Ferrão de Hymenoptera; 28 – Escamas; 29 – Ovas de peixe; 30 – Restos inseto; 31 – Restos Hymenoptera; 32 – Restos Formicidae; 33 – Restos Díptera; 34 – Restos Coleoptera; 35 – Restos Aranae; 36 – Algas filamentosas; 37 – Fruto; 38 – Semente; 39 – Caule; 40 – Folhas inteiras; 41 – Flor; 42 – Antera; 43 – Restos vegetais; 44 – Restos folha; 45 – Restos fruto; 46 – Restos semente; 47 – Areia; 48 – Pêlos; 49 – Sedimento; 50 – Mat. Não identificado; 51 – Milho; 52 – Quirera.

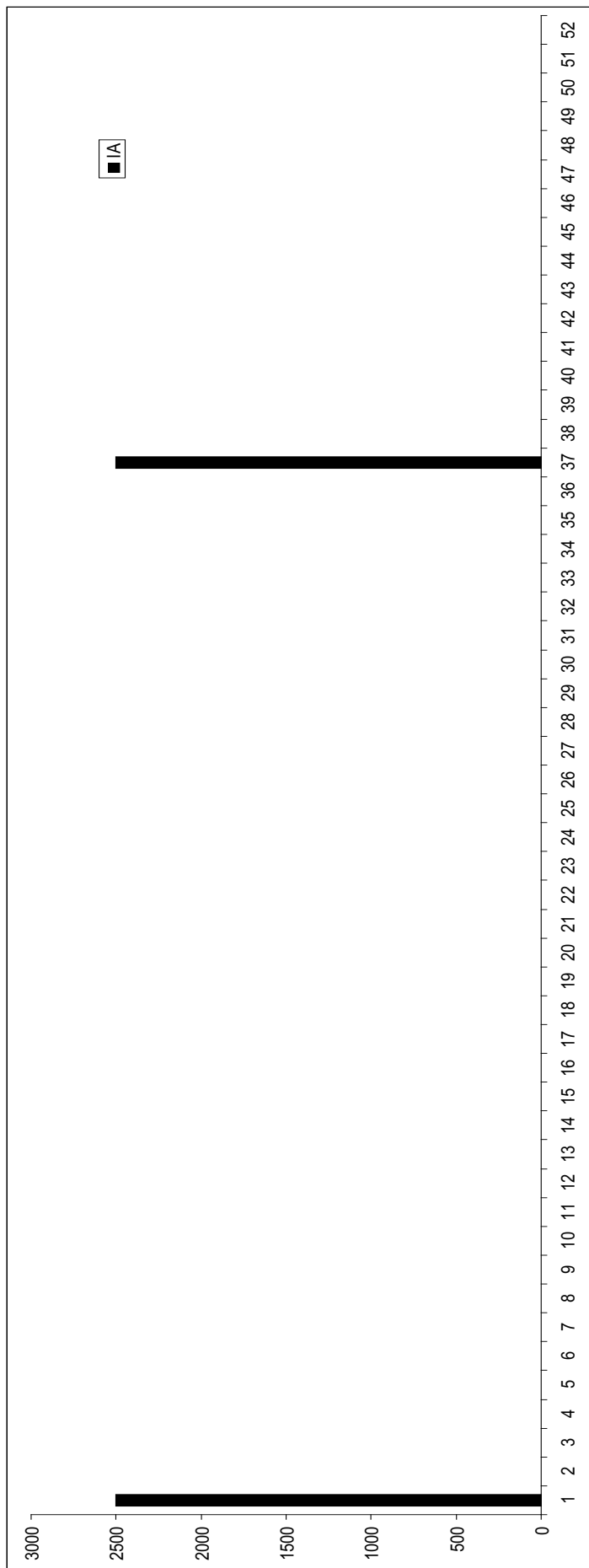


Figura 57: Valores do índice alimentar (IA) para cada item alimentar de *A. fasciatus* no ponto 2 – área após o despejo de esgoto, na coleta seca.

Itens: 1 – Larva Nematocera; 2 – Larva Brachycera; 3 – Larva Chironomidae; 4 – Larva Culicidae; 5 – Larva Lepdoptera; 6 – Pupa Culicidae; 7 – Larva Coleoptera; 8 – Pupa Coleoptera; 9 – Nematocera (adulto); 10 – Brachycera (adulto); 11 – Dermaptera (adulto); 12 – Coleoptera (adulto); 13 – Curculionidae; 14 – Blattodea (adulto); 15 – Ninfa Odonata; 16 – Tricoptera (adulto); 17 – Canponothus sp; 18 – Atta sp; 19 – Formicidae; 20 – Formicinae; 21 – Vespidae; 22 – Aranae; 23 – Nematoda; 24 – Crustácea; 25 – Isopoda; 26 – Éritros; 27 – Ferrão de Hymenoptera; 28 – Escamas; 29 – Ovas de peixe; 30 – Restos inseto; 31 – Restos Hymenoptera; 32 – Restos Formicidae; 33 – Restos Díptera; 34 – Restos Coleoptera; 35 – Restos Aranae; 36 – Algas filamentosas; 37 – Fruto; 38 – Semente; 39 – Caule; 40 – Folhas inteiras; 41 – Flor; 42 – Antera; 43 – Restos vegetais; 44 – Restos folha; 45 – Restos fruto; 46 – Restos semente; 47 – Areia; 48 – Pêlos; 49 – Sedimento; 50 – Mat. Não identificado; 51 – Milho; 52 – Quirera.

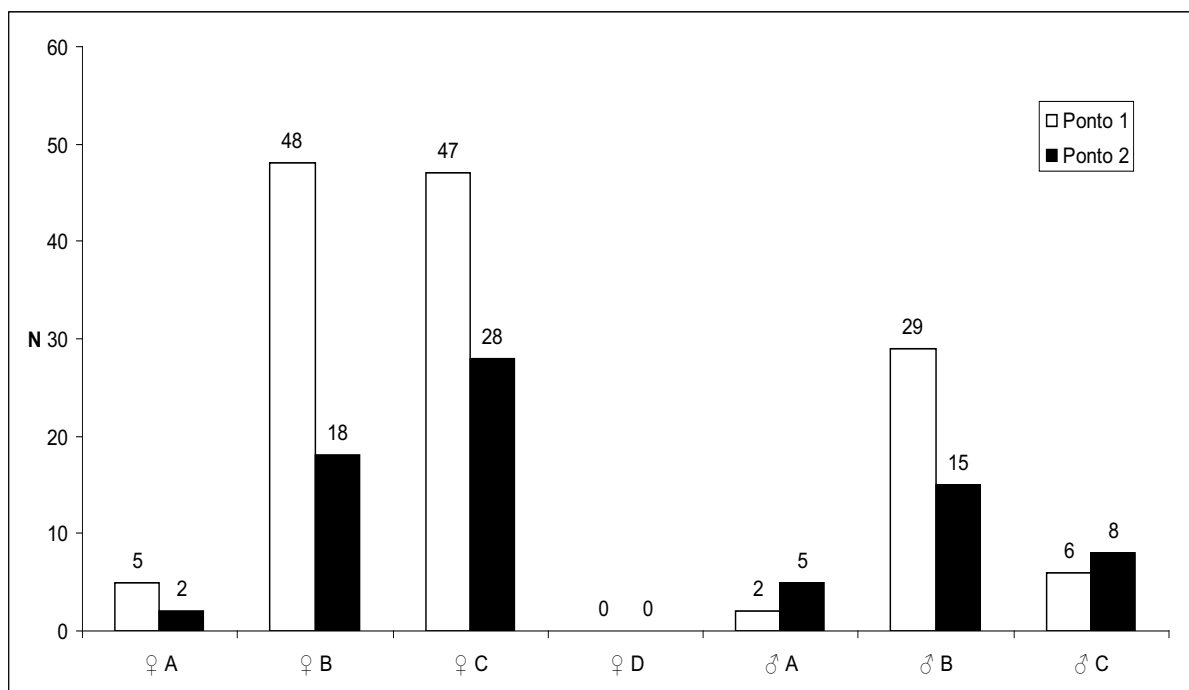


Figura 58: Número de exemplares (N) de *A. fasciatus* da época cheia, com suas respectivas classificações de estágio de maturação.

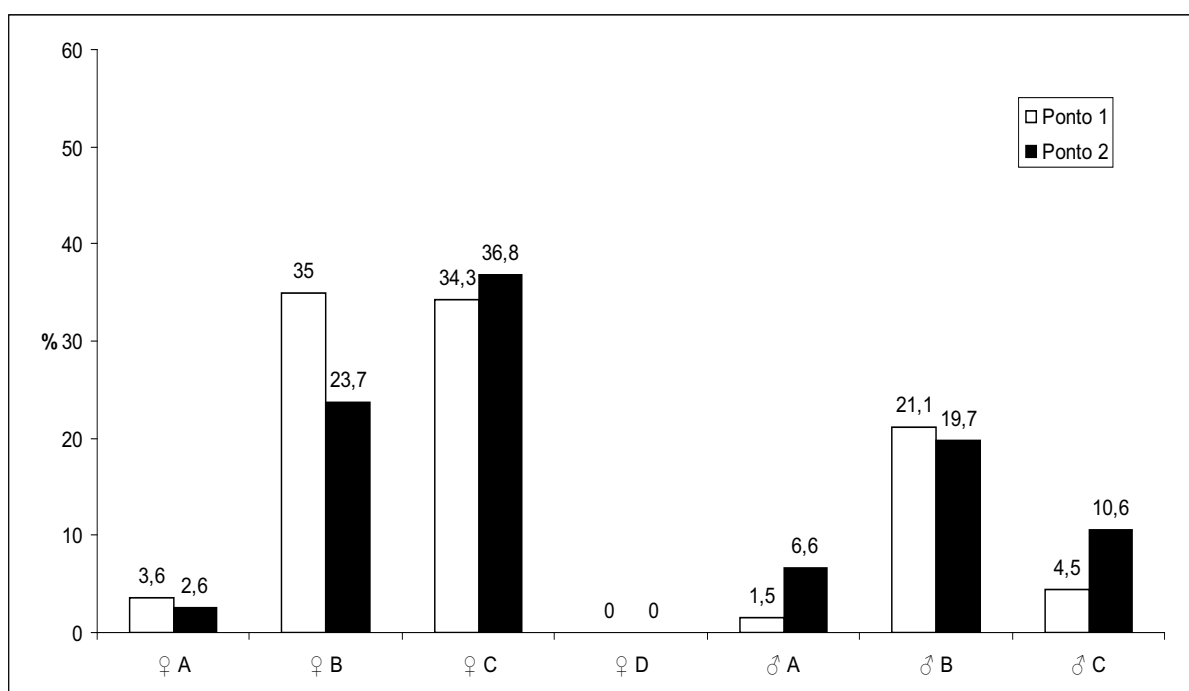


Figura 59: Porcentagem de indivíduos de *A. fasciatus* com seus respectivos estádios de maturação na estação cheia.

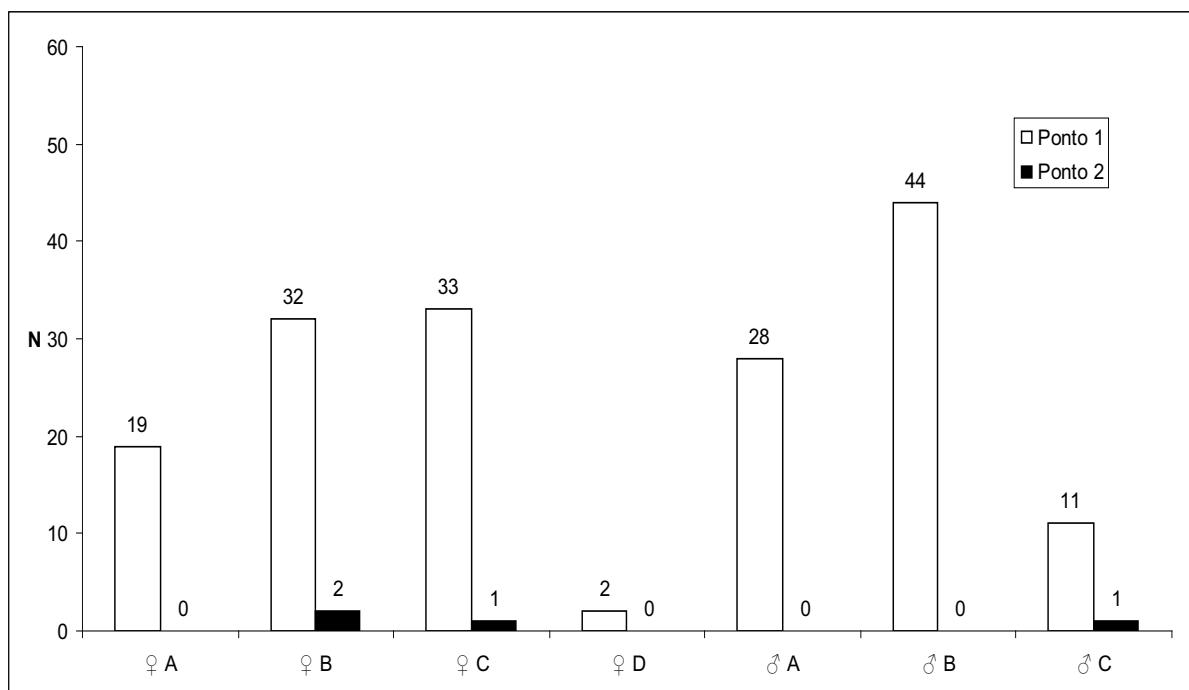


Figura 60: Número de exemplares (N) de *A. fasciatus* da época seca, com suas respectivas classificações de estágio de maturação.

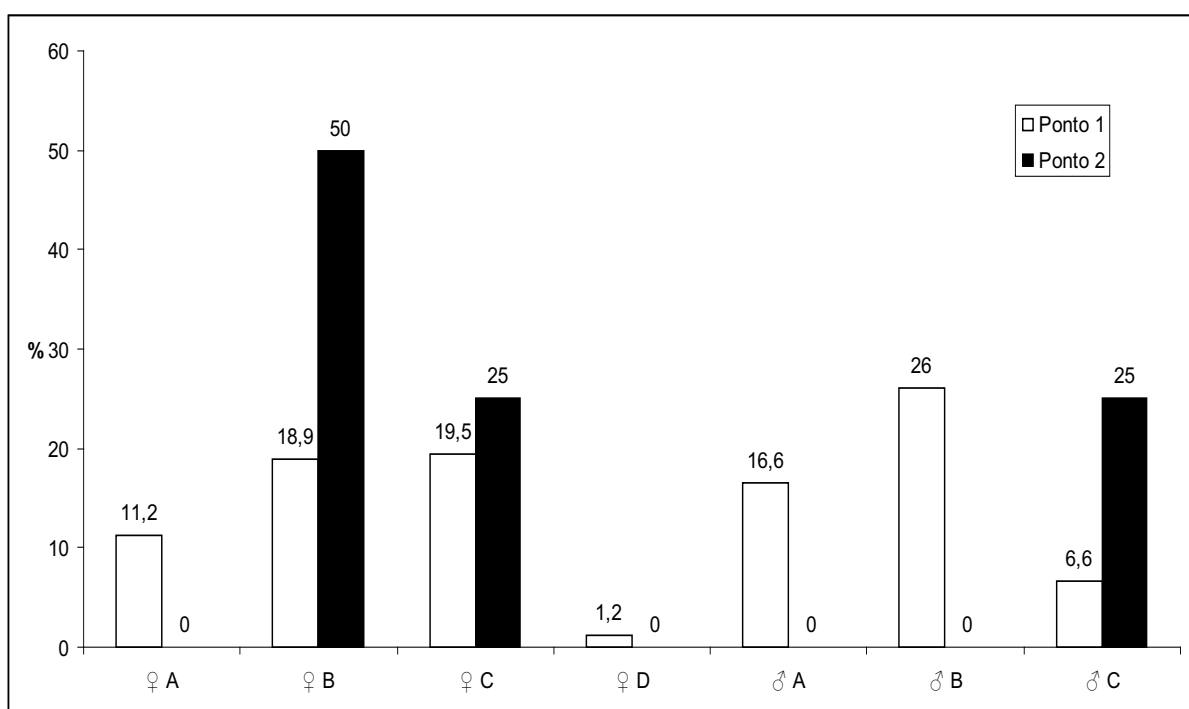


Figura 61: Porcentagem de indivíduos de *A. fasciatus* com seus respectivos estádios de maturação na estação seca.

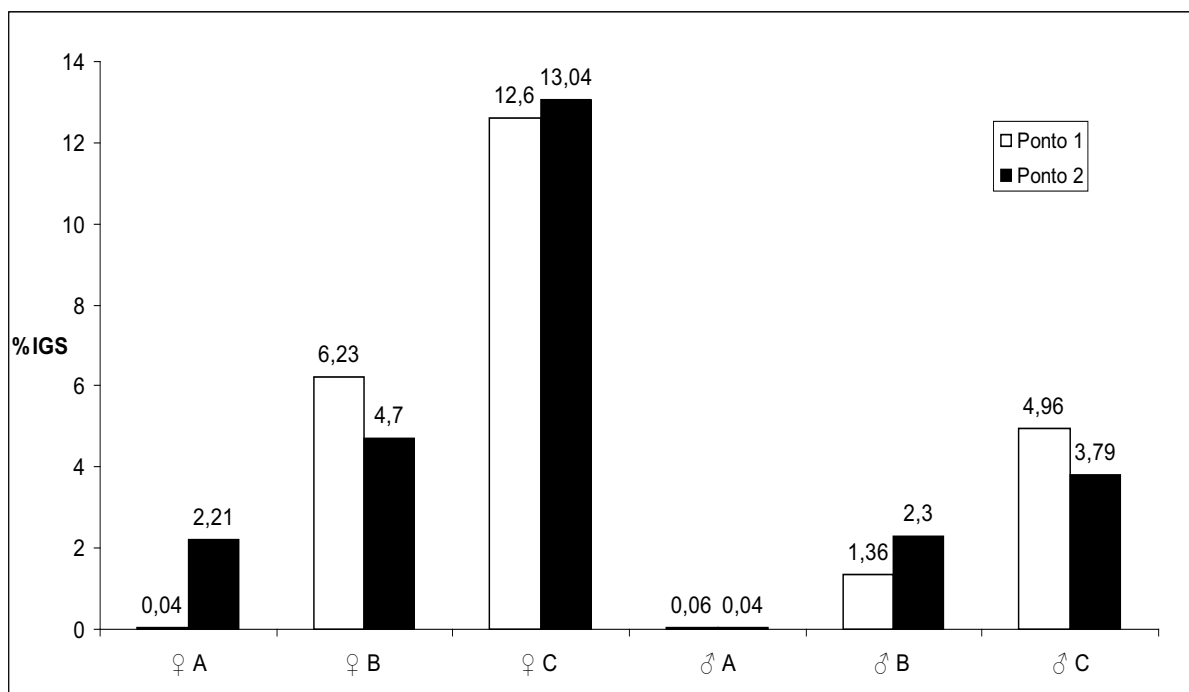


Figura 62: Média do Índice Gonadosomático (%IGS) de *A. fasciatus* na estação cheia para cada estágio de maturação de cada sexo.

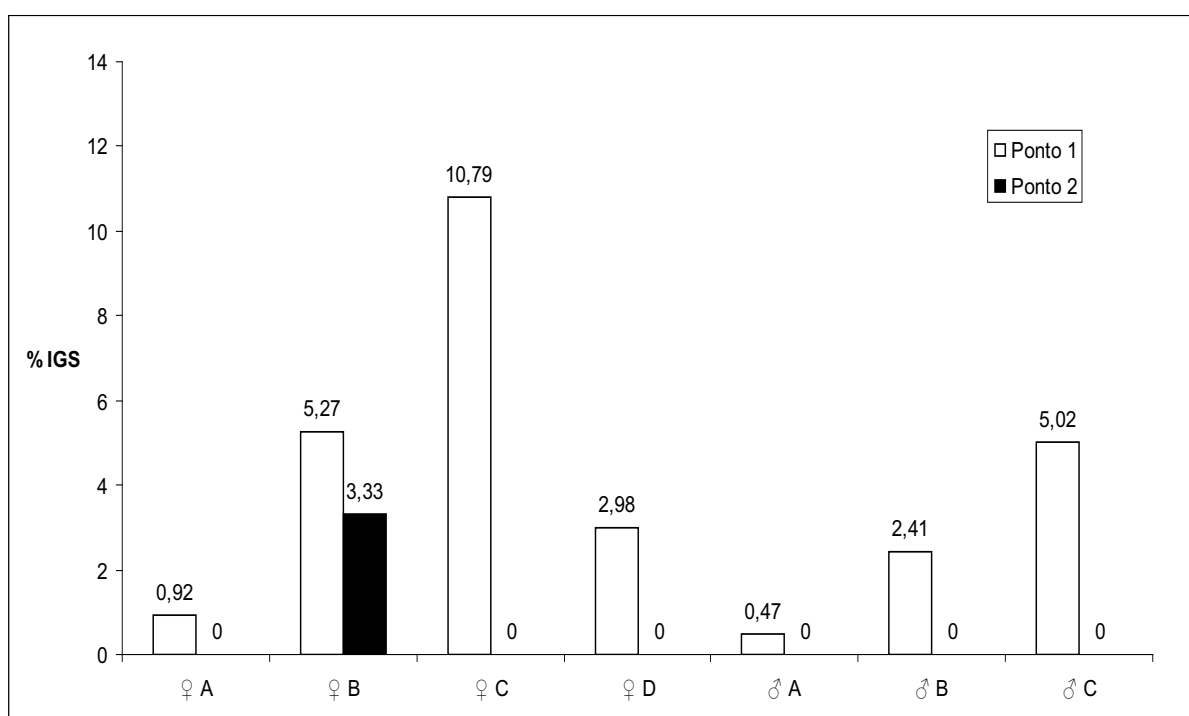


Figura 63: Média do Índice Gonadosomático (%IGS) de *A. fasciatus* na estação seca para cada estágio de maturação de cada sexo.

**AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DA POLUIÇÃO SOBRE A ATIVIDADE
ALIMENTAR DE *ASTYANAX FASCIATUS* E A DIVERSIDADE DA
ICTIOFAUNA DO RIBEIRÃO CLARO - SP**

Aluno: Filipe Marcel Fernandes Gonçalves

Orientador: Prof. Dr. Roberto Goitein

Co-orientador: Dr. Leandro Muller Gomiero