

VINÍCIUS DE ARAÚJO LIMA

Padrões Biológicos em Ascídias Transportadas

Monografia de conclusão de curso apresentada como requisito para obtenção do grau de bacharel em Ciências Biológicas.

Universidade Federal do Paraná, Orientadora: Prof. Dra. Rosana Moreira da Rocha.

CURITIBA

2007

Agradecimentos

Gostaria de agradecer aos meus pais, Geraldo de Souza Lima e Maria Elismar de Araújo Lima pelo imprescindível apoio durante toda a minha formação e pelo exemplo de luta e dedicação que significam para mim.

À Dra. Rosana Moreira da Rocha, sem a qual esse trabalho não teria sido possível, agradeço pela imprescindível orientação e pela disposição e boa vontade de aceitar realizar esse trabalho mesmo com pouco tempo disponível.

Agradeço também a todos os colegas de laboratório pela excelente recepção nesses dias, especialmente à Nadia Yukiji Koto Bonnet, Laura Pioli Kremer e Thais Bastos Zanata, que me ajudaram a reunir informações fundamentais para a execução desse trabalho, bem como às Dras. Maria Angélica Haddad e Andrea de Oliveira Ribeiro Junqueira pela correção desse manuscrito e pelas valiosas sugestões.

Aos grandes profissionais com quem tive oportunidade de trabalhar ou interagir, me permitindo ter acesso a um pouco das grandes tendências em pesquisa na Biologia, e me inspiraram desde as primeiras escolhas como a Dra. Regina Pekelmann Markus, o Dr. Walter Antônio Pereira Boeger, o Dr. Cláudio da Cunha e a Dra. Sílvia Renate Ziller.

Ao Dr. Carlos Eduardo Pilleggi de Souza e à Dra. Odissea Boaventura por ajudarem a perceber a importância da dimensão educacional no trabalho do biólogo.

Aos amigos Jucie Parreira dos Santos, Talita Badur Corsi, Raul Silvério Vaz Pereira, Luciana Badeluk Cettina, Mariana Forgati, Nelson Cordeiro Maciel Netto e Nilton Ceccon Ramos, grandes amigos com quem pude contar durante essa trajetória e que jamais serão esquecidos, agradeço por tudo o que vivemos juntos, conversamos e aprendemos.

A todos os colegas e amigos que não puderam ser citados, saibam que também sou muito grato pelo apoio e companheirismo que pudemos compartilhar.

Sumário

Seção	pág
1) Introdução	5
1.1) Biologia e sistemática de Ascidiacea	7
1.2) Características biológicas e adaptações ao vetor	8
1.3) Características biológicas e adaptações ao meio alóctone	10
2) Objetivo	12
3) Material e métodos	12
4) Resultados e discussão	13
4.1) Padrões de distribuição geográfica	13
4.2) Distribuição latitudinal e amplitude térmica de ocorrência	16
4.3) Tolerância a outros parâmetros ambientais	17
4.4) Padrões de habitat e ocupação de substrato	19
4.5) Padrões de forma, tamanho e distância de transporte	23
4.6) Crescimento e reprodução	25
4.7) Adaptações ao ambiente alóctone	27
4.8) Adaptações ao vetor de transporte	30
5) Conclusões	34
6) Referências	36

1 Introdução

A distribuição espacial de organismos marinhos há muito é afetada pela atividade humana. Desde o advento das navegações oceânicas, organismos marinhos têm sido transportados por intermédio de navios, rompendo barreiras biogeográficas antes intransponíveis para os mesmos (CARLTON 1989).

Muitos dos padrões biogeográficos hoje observados podem ter sido resultado desse transporte. Espécies previamente consideradas nativas ou cosmopolitas podem, na realidade, terem sido introduzidas em novos habitats por ação humana ao longo da história (CARLTON 1987).

No Brasil e no mundo, um caso clássico de espécie introduzida que hoje possui uma distribuição ampla é o do mexilhão *Perna perna*, provavelmente trazido da África incrustado nos cascos de madeira dos navios negreiros dos séculos XVIII a XIX (FERNANDES 2004).

A crescente publicação de trabalhos sobre a problemática das espécies exóticas invasoras e seu impacto sobre espécies nativas, comunidades e ecossistemas (SIMBERLOFF 1996), bem como seus prejuízos econômicos e ambientais (PIMENTEL *et al.* 2000, 2005) coloca o transporte e introdução de espécies não-nativas como um componente significativo das mudanças causadas pelo homem em escala global.

Os mecanismos de transporte, em ambientes marinhos, têm sido principalmente a incrustação nos cascos de navios de madeira e o lastro seco, (dos séculos XVI até o século XIX) e a incrustação nos cascos de aço e transporte via água de lastro nos navios atuais (CARLTON 1987). Embora ocorra em menor extensão, o transporte de material vivo e equipamento associado à maricultura também tem sido um vetor importante (LAMBERT & LAMBERT 1998).

Além desses vetores principais, há alguns outros pouco estudados, entre elas as estruturas externas protegidas nos navios, como as caixas de mar (COUTTS & DODGSHUN 2007), as plataformas de petróleo e as embarcações recreativas e de transporte local (WASSON *et al.* 2001).

Esses diferentes vetores podem favorecer diferencialmente o transporte de organismos. A velocidade elevada dos navios atuais, bem como seu grande tamanho e tanque de lastro tem permitido que um número cada vez maior de

organismos de táxons distintos esteja em condições viáveis quando chegam a novas localidades, aumentando sua chance de estabelecimento.

Embora os impactos das invasões biológicas marinhas em espécies, comunidades e ecossistemas tenha sido crescentemente documentado na última década (GROSHOLZ 2002), fatores envolvidos na susceptibilidade dos ambientes à invasão ainda não são bem compreendidos (STACHOWICZ & BYRNES 2006).

Tais fatores incluem o papel da diversidade biológica local em promover resistência à invasão (STACHOWICZ *et al.* 2002, STACHOWICZ & BYRNES 2006) e o papel da alteração do regime de seleção do meio no estabelecimento de espécies exóticas (TYRREL & BYERS 2007).

Alternativamente às características do meio que o tornam mais ou menos susceptível à invasão, características intrínsecas das espécies têm sido relacionadas à capacidade de invasão em diversos grupos (SAKAI *et al.* 2001), na medida em que se adaptam a vetores de transporte e alterações do meio causadas pelo homem (SUAREZ & TSUTSUI 2007).

Se entendido do ponto de vista evolutivo, as etapas de transporte, inoculação em um novo hábitat e posterior estabelecimento das espécies constituem pressões seletivas diferenciadas sobre as características biológicas dos organismos. Quando se pretende buscar modelos preditivos para invasões biológicas, cada etapa deve ser considerada separadamente (SUAREZ & TSUTSUI 2007).

Características do ciclo de vida têm sido utilizadas para se tentar prever o estabelecimento de espécies em ambientes alóctones. Em plantas, algumas características citadas por diversos autores incluem: capacidade de reprodução assexuada e sexuada, crescimento rápido, maturidade sexual precoce, adaptação a tensões ambientais (plasticidade fenotípica) e alta tolerância à heterogeneidade ambiental (BAKER 1965, 1974 apud SAKAI *et al.* 2001).

No entanto, os caracteres listados por Baker como preditores da capacidade de invasão não estão presentes em todas as espécies de plantas invasoras, bem como espécies que corresponderiam ao perfil de “invasora típica” proposto diferem quanto à sua susceptibilidade à invasão (SAKAI *et al.* 2001). Porém, consideradas no contexto de habitats e grupos específicos, algumas características biológicas de plantas e animais terrestres têm se

constituído preditores importantes da sua capacidade de invasão (SAKAI *et al.* 2001).

Em vertebrados, características comportamentais podem favorecer a invasão em ambientes marinho. Os peixes cavernícolas da família Gobiidae, por exemplo, são componentes comuns na fauna invasora em estuários e recifes de corais. Acredita-se que isso se deva ao fato de colocarem ovos em orifícios e cavidades presentes em estruturas protegidas de navios e por se abrigarem, na fase adulta, sob estruturas urbanas construídas pelo homem nos estuários (WONHAM *et al.* 2000).

Embora haja menos estudos relacionando capacidade de invasão a características do ciclo de vida em espécies de ambiente marinho, para alguns grupos comumente transportados, como as ascídias, há dados disponíveis na literatura sobre a biologia dos organismos que podem ser objeto de uma reorganização buscando padrões e relações entre tais características e a capacidade de invasão das espécies, considerando as diferentes fases do processo.

1.1 Biologia e sistemática de Ascidiacea

Ascídias são organismos pertencentes ao filo *Chordata*, subfilo *Tunicata*. O subfilo *Tunicata* é constituído por organismos bentônicos sésseis (*Ascidiacea* e *Sorberacea*) ou pelágicos (*Thaliacea* e *Appendiculariacea*) cuja sinapormorfia principal é a presença da túnica, composta por uma rede de polissacarídeos (tunicina) e proteínas (RUPPERT & BARNES 1996).

A classe Ascidiacea é composta por organismos sésseis, cuja larva apresenta as seguintes sinapomorfias dos cordados: notocorda, cordão nervoso dorsal e fendas faríngeas (LAMBERT 2005).

A maioria das ascídias solitárias libera seus ovos na água, ocorrendo então, fertilização externa. Porém, algumas espécies mantêm seus ovos no átrio, aonde chegam os espermatozóides liberados por outro indivíduo, através de bombeamento ativo pelo sifão inalante. Nesses casos, o embrião se mantém incubado até a sua liberação na forma de larva (LAMBERT *et al.* 1995 *apud* LAMBERT 2005).

Todas as formas coloniais conhecidas incubam seus gametas, seja na cavidade atrial, seja em câmaras específicas para esse fim. Os espermatozoides são liberados no mar e algumas espécies são capazes de reter os espermatozoides de outros indivíduos por períodos prolongados, possibilitando fertilizações futuras (BISHOP 1998).

A larva das espécies com fertilização externa pode nadar de algumas horas a muitos dias, porém, a larva das espécies que incubam seus embriões geralmente sobrevive por alguns minutos ou horas (LAMBERT 2005). Outra estratégia reprodutiva ocorre em muitas espécies do gênero *Molgula*, em que o ovo fertilizado se desenvolve diretamente em um juvenil, sem passar pelo estágio de larva (LAMBERT 2005).

Ascídias são organismos hermafroditas. Embora a maioria das espécies conhecidas não seja capaz de realizar autofertilização, exceções são conhecidas, como muitos membros da família *Styelidae* (LAMBERT 2005).

Formas coloniais são usualmente compostas por inúmeros zoóides envolvidos por uma túnica comum ou por pequenos zoóides ligados por um estolão (LAMBERT 2005). Há uma grande diversidade de formas de brotamento e reprodução assexuada nas formas coloniais (NAKAUCHI 1982 *apud* LAMBERT 2005), bem como processos de fusão de colônias, que muitas vezes é geneticamente controlado, como em algumas espécies de *Botryllus* (WATANABE 1982 *apud* LAMBERT 2005)), ou ocorre indiscriminadamente, como no caso de *Diplosoma listerianum* (BISHOP & SOMMERFELDT 1999), gerando colônias que são quimeras, com zoóides de diversas identidades genéticas.

1.2 Características biológicas e adaptações ao vetor

É esperado que características do vetor de transporte selecionem espécies adequadas ao mesmo. Um levantamento preliminar realizado em Puget Sound, na costa oeste dos Estados Unidos identificou os vetores de introdução inicial de invertebrados e algas em função da data provável de chegada dos organismos e de suas características biológicas (COHEN *et al.* 1998).

Os dados do estudo supracitado indicam uma tendência histórica de introdução relacionada ao tipo de embarcação corrente em cada época. Entre 1871 e 1998 houve uma mudança no principal vetor de introdução de organismos. Na primeira metade desse período, a incrustação através de cascos de navios era um mecanismo possível para a introdução de 71% das espécies citadas no estudo. Esse percentual passou para 53% na segunda metade. Por outro lado, para o mesmo período, a introdução via água de lastro passou de 18% na primeira metade do período, para 53% na segunda (COHEN *et al.* 1998).

Na primeira metade do período citado, foram introduzidos com mais frequência indivíduos capazes de se fixar e perfurar madeira, enquanto na segunda metade a incrustação de cascos de navios se tornou mais difícil devido à utilização de material mais resistente (aço) e de tintas anti-incrustantes na construção dos navios. Na segunda metade do período, características de propágulos reprodutivos das espécies se tornaram fatores determinantes para a probabilidade de invasão, que passou a ser mediada mais frequentemente via água de lastro.

Outras estruturas de navios cargueiros têm recebido pouca atenção de estudos de avaliação de risco para introduções de organismos marinhos, como âncoras, canos, peneiras e as caixas de mar. Caixas de mar são cavidades construídas nos cascos de navios, abaixo da linha d'água e abrigam os canos de entrada de água do mar para os tanques de lastro, resfriamento da casa de máquinas e combate ao fogo (COUTTS & DODGSHUN 2007).

Esse tipo de estrutura tende a transportar indivíduos adultos (COUTTS & DODGSHUN 2007), que viajam protegidos. Muitas espécies de invertebrados são capazes de estocar espermatozóides e se autofecundar ao longo da vida adulta, independentemente de novos gametas masculinos. Esse é o caso de alguns crustáceos decápodes, grupo que estava presente na forma adulta em 79% dos navios investigados em estudo realizado na Nova Zelândia (COUTTS & DODGSHUN 2007). A estocagem de espermatozóides e a incubação de embriões também ocorrem em ascídias (BISHOP 1998), podendo os grupos que possuem essas características constituírem um risco maior de serem introduzidas carregadas por essas estruturas. O transporte de ascídias via água de lastro também seria hipoteticamente facilitado pela presença de

material sólido flutuante nos tanques. Além disso, diferentemente do transporte por incrustação externa, o transporte através das caixas de mar é protegido, permitindo que espécies pouco resistentes ao fluxo turbulento no exterior do navio sejam transportadas. O estudo realizado na Nova Zelândia encontrou um total de 17 espécies de ascídias em caixas-de-mar de 42 navios (COUTTS & DODGSHUN 2007).

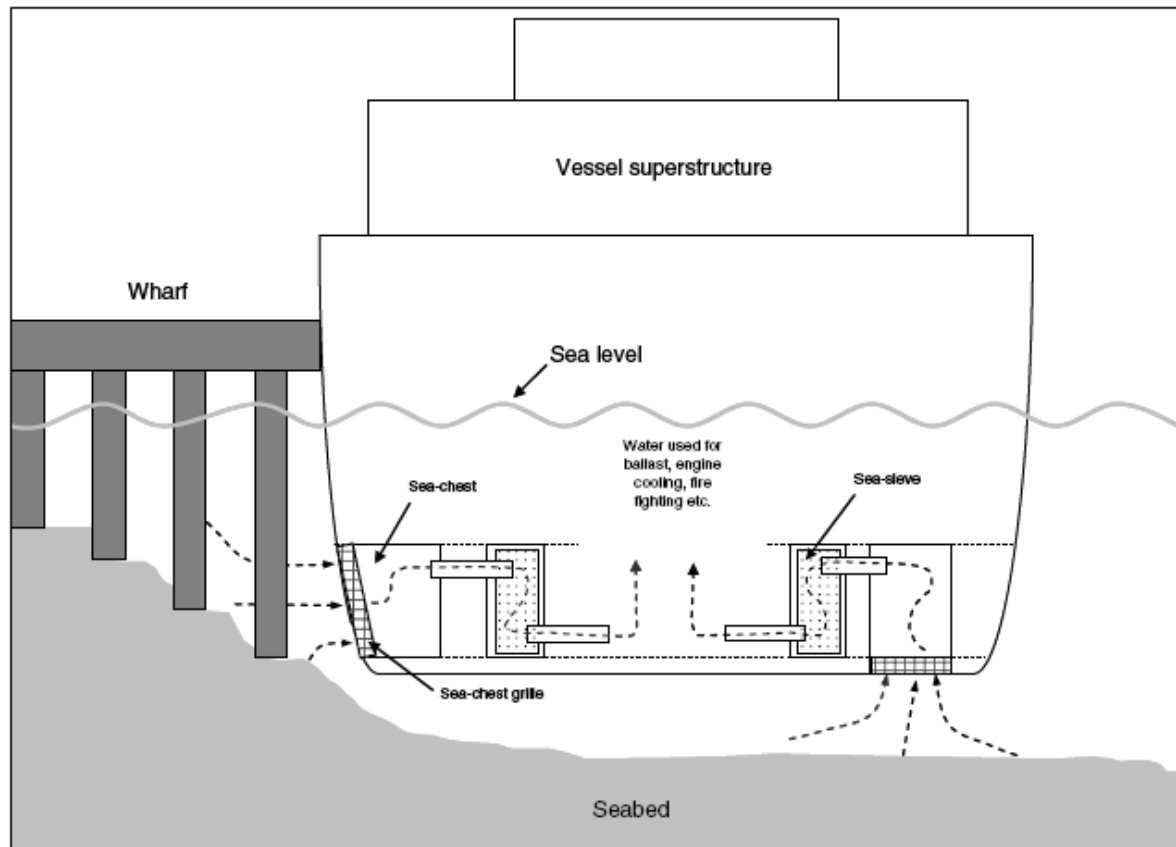


Fig 1: Esquema diagramático de caixas de mar de navios (COUTTS & DODGSHUN 2007).

1.3 Características biológicas e adaptações ao meio alóctone

Assim como certas características da biologia de ascídias podem facilitar seu transporte, outras podem facilitar seu estabelecimento em ambiente alóctone, como taxa de crescimento, quantidade de gametas ou larvas produzidos pelo adulto, defesas químicas e características da túnica, entre outros. Tais características podem fazer parte de estratégias ecológicas dos

organismos e colônias que permitam ou facilitem seu estabelecimento nas condições mais comuns nos ambiente de chegada.

Esses ambientes, constituídos quase sempre por portos e baías alterados por intensa infra-estrutura urbana e poluição, constituem condições ecológicas mais ou menos similares em muitos lugares do mundo, o que favoreceria certas características biológicas dos organismos que ali se estabelecem.

Trabalhos recentes encontraram correlação positiva entre a presença de substratos artificiais e a colonização por algumas espécies, aumentando localmente a diversidade. No entanto, algumas estruturas favorecem a colonização por espécies exóticas, dependendo do tipo de estrutura e do material com a qual é construída (GLASBY *et al.* 2007).

Assim, estruturas construídas pelo homem em regiões costeiras, como marinas, portos, muros de contenção, embarcações recreativas e de transporte local, estruturas flutuantes de sinalização, entre outros, quando presentes próximos a habitats naturais como baías, manguezais, estuários, costões rochosos e recifes de corais podem favorecer a entrada de espécies nos mesmos.

A salinidade do meio parece ser um fator abiótico importante para a distribuição de alguns organismos marinhos. Aparentemente, na costa americana, observa-se a tendência dos ambientes de alta salinidade serem mais invadidos do que os de baixa salinidade (RUIZ *et al.* 2000). Porém, nesse mesmo estudo, foi detectado um número significativo de espécies exóticas eurialinas ocorrendo em um amplo gradiente de salinidade (RUIZ *et al.* 2000).

Quanto à temperatura, diferentes tolerâncias podem condicionar diferentes etapas do processo de invasão. Propágulos de diversos organismos são selecionados de acordo com as condições de temperatura em um tanque de lastro, por exemplo, alterando a quantidade de propágulos no local de chegada (RUIZ *et al.* 2000).

Assim, a tolerância à temperatura parece ser um fator importante para que uma espécie seja uma colonizadora eficiente. Hipoteticamente, espécies tolerantes a um amplo espectro de temperatura poderiam colonizar mais ambientes.

Porém, o aumento global da temperatura dos oceanos devido aos efeitos de gases-estufa pode favorecer espécies que se adaptem melhor a temperaturas mais elevadas, mesmo que o espectro dessa tolerância seja reduzido. Assim, o levantamento de tolerâncias dos organismos à temperatura se torna um dado importante para a previsão dos efeitos combinados do aquecimento global e das invasões biológicas em um futuro próximo (STACHOWICZ *et al.* 2002b).

Levantamentos preliminares na costa oeste americana parecem ter detectado gradiente latitudinal de distribuição de ascídias introduzidas (LAMBERT & LAMBERT apud COHEN *et al.* 1998). Este gradiente pode ocorrer devido a variações latitudinais de temperatura ou a outros fatores ainda não bem definidos.

2 Objetivo

Revisar a literatura sobre ascídias buscando determinar correlações entre características da biologia desses animais e a ocorrência de transporte e estabelecimento em ambiente alóctone.

3 Material e métodos

A revisão da literatura foi realizada buscando características biológicas dos organismos que possam favorecer a invasão seja por se adequarem ao vetor de transporte, seja por possibilitarem maior adaptação ao ambiente de introdução.

Os critérios para a escolha das espécies foram a disponibilidade de informações sobre a sua biologia na literatura, a representatividade quanto à diversidade de habitats ocupados, diversidade de organização corporal e de grupos taxonômicos.

Foram reunidas informações disponíveis sobre localidades de ocorrência, abundância, vetor de dispersão provável, distância de transporte, habitat, tipo de substrato, tolerância a parâmetros ambientais (salinidade, temperatura, turbidez e turbulência), hábito de vida, taxa de crescimento, tamanho máximo, área ocupada pela colônia ou indivíduos, tempo de

sobrevivência da larva, ocorrência de autofertilização, ocorrência de fragmentação da colônia e longevidade.

As temperaturas máximas e mínimas de ocorrência foram obtidas a partir do levantamento das latitudes máximas e mínimas de ocorrência das espécies e posterior busca das amplitudes de temperatura superficial da água em cada extremo latitudinal. Os valores de temperatura superficial da água foram obtidos a partir de dados publicados em estudos ecológicos e oceanográficos, bem como bases de dados meteorológicas.

Foram consideradas as seguintes faixas climáticas com relação à sua distribuição latitudinal: tropical, com latitudes de 0° a 15°, subtropical, com latitudes de 15° a 35°, temperada fria, de 35° a 65° e polar, de 65° a 80°.

Devido à proximidade entre o oceano Atlântico e o mar Mediterrâneo, ocorrências de transporte entre o Atlântico Norte Oriental e o mar Mediterrâneo foram consideradas regionais, enquanto ocorrências de transporte entre o Atlântico Norte Ocidental e o Mediterrâneo foram consideradas como no mesmo Oceano para fins de classificações de distância.

A organização dos dados se deu através da utilização de planilha do aplicativo Microsoft Excel 2003, contendo os parâmetros determinados previamente.

4 Resultados e Discussão

4.1 Padrões de distribuição geográfica

O levantamento de espécies de ascídias que estão sofrendo transporte por ação antropogênica em escala mundial resultou em 53 espécies, das quais 18 serão tratadas nesse trabalho. As espécies escolhidas bem como sua distribuição mundial e seu status quanto à origem, quando conhecido, estão sumarizados na tabela 1.

Entre os Phlebobrânquios que apresentam maior distribuição mundial entre oceanos e hemisférios, bem como transporte no mesmo oceano e regional estão as espécies das famílias *Ascidiidae* (*Ascidia sydneyensis*, *Ascidiella aspersa* e *Phallusia nigra*) e *Cionidae* (*Ciona intestinalis*).

Ascidia sydneyensis foi primeiramente descrita na Austrália, mas sua origem é incerta, provavelmente proveniente do Pacífico Ocidental (LAMBERT 2001). É considerada criptogênica na maioria das localidades onde ocorre, como no Oceano Índico Ocidental (Sul da África), Atlântico Norte Oriental, Índia e Austrália, mas certamente foi introduzida no Havaí (COLES *et al.* 2002a) e no Brasil (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE 2005).

Ascidella aspersa foi inicialmente descrita na região do Pacífico Norte Oriental, Mar do Norte e Mar Báltico (MILLAR 1952), hoje é considerada introduzida no Atlântico Sul Oriental (África do Sul), Atlântico Norte Ocidental (Estados Unidos), Mediterrâneo, Índia, Austrália e Nova Zelândia.

Phallusia nigra possui distribuição Atlântica Ocidental, desde a Flórida até o sul do Brasil (GOODBODY 1962, ROCHA *et al.* 1999, ROCHA & FARIA 2005), e aparece como introduzida na costa mediterrânea da Turquia (ÇINAR *et al.* 2006), no Mar Vermelho (LAMBERT 2001) e no Havaí (COLES *et al.* 2002a).

Ciona intestinalis, parece ser nativa da Escandinávia, abrangendo a costa Atlântica Oriental da Noruega até a costa leste da Suécia, no Báltico, ocupando desde habitats de baixa profundidade de costões rochosos em fiordes e estuários até águas profundas nessas localidades (DYBERN 1967, MILLAR 1971, SVANE & HAVENHAND 1993). Essa espécie parece ter sido introduzida no Pacífico Norte, Austrália, Mediterrâneo, Brasil, Argentina e África do Sul.

Da família *Corellidae*, a espécie *Corella eumyota* aparece como um caso recente de transporte inter-hemisférico, pois já ocorria em águas temperadas frias e polares do hemisfério sul (KOTT 1969 *apud* TATIAN *et al.* 1998) e foi detectada em 2004 em portos de pequeno porte na França (LAMBERT 2004) e na Espanha (VARELA *et al.* 2007), bem como em marinas da Inglaterra (ARENAS *et al.* 2006). Na Nova Zelândia, *Corella eumyota* foi detectada em estruturas protegidas de navios (caixas de mar) (COUTTS & DODGSHUN 2007), indicando que está sofrendo transporte por esse vetor na forma adulta, já que sua larva sobrevive no plâncton por menos de 2 horas (LAMBERT 2004).

Da família *Perophoridae*, *Ecteinascidia turbinata*, tem sofrido transporte regional e no mesmo oceano, já que sua distribuição nativa abrange regiões

tropicais do Atlântico Ocidental, do Caribe até a Flórida, e foi detectada nas Ilhas Baleares, no Mediterrâneo, e no Atlântico Norte Oriental. Essa espécie certamente foi introduzida nas Ilhas Baleares (CARBALLO 2000, LÓPEZ-LEGENTIL & TURON 2007), em especial em Formentera, onde é cultivada pela indústria farmacêutica devido a seus princípios ativos antitumorais, e pode estar sofrendo transporte regional no Atlântico Norte Ocidental, visto sua presença conspícua associada a estruturas artificiais na Flórida (VÁZQUEZ & YOUNG 2000).

Entre as espécies da ordem *Aplousobranchia*, a família Polycitoridae apresentou três espécies que estão sofrendo somente transporte regional e no mesmo oceano *Clavelina lepadiformis*, *Clavelina oblonga* e *Distaplia bermudensis*. *Clavelina lepadiformis* possui distribuição nativa entre o Atlântico Norte Oriental e o Mediterrâneo (DE CARALT *et al.* 2002) e foi introduzida na África do Sul (PRIMO & VÁZQUEZ 2004), *Clavelina oblonga* encontra-se distribuída ao longo da costa Atlântica Ocidental com exceção do litoral tropical brasileiro e foi detectada restrita a marinas na Carolina do Norte (GUIDE OF BENTHIC FAUNA GRAY'S REEF 2007) e nas ilhas Faial e Pico, nos Açores, onde se encontra em grande abundância em substrato natural vertical em áreas onde o trânsito de embarcações de recreio é intenso (CARDIGOS *et al.* 2006). O registro anterior dessa espécie nos Açores consistia em uma população no porto de Horta em 1994, isolada desde 1976 até então (MONNIOT & MONNIOT 1994).

Distaplia bermudensis, também apresenta distribuição atlântica ocidental e foi encontrada em elevada abundância em porto e substrato natural no mar de Taranto, Itália (MASTROTOTARO & BRUNETTI 2006).

A família *Didemniidae* possui três das espécies mais amplamente distribuídas de ascídias, entre elas *Diplosoma listerianum* (LAMBERT 2001), que está presente em virtualmente todos os oceanos.

Didemnum sp. A é uma das poucas ascídias invasoras de substratos consolidados em mar aberto (BULLARD *et al.* 2007a). Foi inicialmente descrita na nova Zelândia por KOTT como *Didemnum vexillum* e por 5 outros autores como uma nova espécie em cada localidade em que foi descoberta (LAMBERT 2007). Dados moleculares sugerem que populações de *Didemnum* sp. A do Japão, Nova Zelândia, Europa Ocidental (Atlântico) e Estados Unidos (costas

atlântica e pacífica) são da mesma espécie (STEFANIAK *et al.* 2007). Sua origem, devido ao registro dos padrões de distribuição, provavelmente é do Pacífico Ocidental ou do Pacífico Sul, mas esse dado ainda é bastante debatido (BULLARD *et al.* 2007a).

Didemnum perlucidum foi primeiramente descrita em Guadalupe, no Caribe, por Françoise Monniot em 1983 (LAMBERT 2002), sua origem é incerta, sendo, no entanto, uma espécie considerada introduzida em Goa (LAMBERT 2002) e no Havaí, apresentando uma distribuição muito ampla em zonas tropicais.

Da ordem *Stolidobranchia*, são transportados tanto indivíduos coloniais como solitários. Da família *Styliidae*, *Styela clava* e *Styela plicata* são solitárias, *Botrylloides violaceus*, *Botrylloides nigrum* e *Botryllus schlosseri* são coloniais. *Botrylloides violaceus* é nativa do Japão e hoje está presente no Pacífico Norte Oriental, do sul da Califórnia até o Alaska, no Atlântico Norte Ocidental da Carolina do Norte até o Maine, em regiões temperadas frias do Atlântico Norte Oriental, na Inglaterra e Holanda, bem como no Mediterrâneo. *Botrylloides violaceus* está restrita ao hemisfério norte, não havendo até o momento registros dessa espécie no hemisfério sul. Essa espécie é muitas vezes confundida com *Botryllus leachii*, espécie nativa da Inglaterra (ARENAS *et al.* 2006).

Botrylloides nigrum é uma espécie criptogênica em várias localidades tropicais. Em Goa, no Pacífico Ocidental, é abundante em portos e marinas, ocupando substratos artificiais, porém, não está restrita aos mesmos (LAMBERT 2002), não permitindo decidir quanto ao seu status na região. *Botryllus schlosseri* é uma espécie colonial de distribuição bastante ampla, que abrange ambientes polares, como o Alaska (LAMBERT 2001), e tropicais, como o litoral tropical brasileiro (LOTUFO 2002). Porém, a restrição de *Botryllus schlosseri* a regiões adjacentes a portos no Brasil, bem como sua distribuição disjunta e o histórico de introduções dessa espécie (LAMBERT 2001) indicam que está sendo transportada globalmente.

Microcosmus exasperatus encontra-se distribuída principalmente em regiões tropicais e subtropicais de todo o mundo. Apesar de ser uma espécie criptogênica em muitas localidades, certamente foi introduzida no Havaí (COLES *et al.* 2002a) e na costa mediterrânea da Tunísia, nesse caso,

possivelmente proveniente do Golfo de Aden, Mar Vermelho, (TURON *et al.* 2007).

4.2 Distribuição latitudinal e amplitude térmica de ocorrência

Todas as espécies analisadas apresentaram elevada amplitude latitudinal e térmica de ocorrência. A espécie que apresentou a faixa mais estreita de tolerância térmica foi *Didemnum perlucidum*, cuja diferença entre temperatura máxima e mínima de ocorrência foi de 10 °C, ocorrendo em áreas tropicais e subtropicais.

A maioria das espécies é capaz de manter populações viáveis em locais cuja temperatura varia muito. *Ciona intestinalis* pode sobreviver a temperaturas entre 0 e 40 °C (MILLAR 1971), embora em condições naturais a água do mar raramente ultrapasse 30 °C.

Apresentaram uma distribuição majoritariamente tropical e subtropical as espécies: *Ascidia sydneyensis*, *Phallusia nigra*, *Ecteinascidia turbinata*, *Clavelina oblonga*, *Distaplia bermudensis*, *Didemnum perlucidum*, *Botryllus Níger*, e *Microcosmus exasperatus*. Apresentam um padrão de distribuição subtropical a temperado frio as espécies: *Ciona intestinalis*, *Corella eumyota*, *Clavelina lepadifomis*, *Didemnum sp. A* e *Botrylloides violaceus*. Apresentaram um padrão de distribuição mais amplo, desde as latitudes tropicais até as temperadas frias as espécies: *Ascidiella aspersa*, *Diplosoma listerianum*, *Botryllus leachi* e *Botryllus schlosseri*.

A menor latitude de ocorrência de *Botryllus schlosseri* é a praia do Paraíso, PE, Brasil (LOTUFO 2002), localidade próxima ao porto de Suape, onde esta espécie foi considerada rara (LOTUFO 2002). Porém, em latitudes temperadas frias a abundância dessa espécie parece ser maior (BRUNETTI & MARIN 1984).

Ascidia sydneyensis foi descrita pela primeira vez em um porto australiano em região temperada, (40°S). No seu extremo tropical, em Belize, foi também coletada apenas uma vez (GOODBODY 2004), atingindo porém elevadas abundâncias em áreas subtropicais em que foi introduzida (COLES *et al.* 2002a).

Phallusia nigra, apresentou abundância elevada tanto no seu extremo tropical, no Panamá (ROCHA *et al.* 2005c), quanto regiões subtropicais (ROCHA *et al.* 1999) e temperadas (ÇINAR *et al.* 2006).

Corella eumyota, está presente em elevadas abundâncias em todas as latitudes em que foi encontrada, desde a região polar, onde é nativa (TATIAN *et al.* 1998), até regiões subtropicais e temperadas da Austrália (KOTT 1969 *apud* TATIAN *et al.* 1998), e em portos e marinas europeus (LAMBERT 2004, ARENAS *et al.* 2006, VARELA *et al.* 2007), onde foi introduzida.

Tabela 2. Latitudes e temperaturas máximas e mínimas em que as espécies já foram registradas

	Latitude min	Latitude max	Temp min (°C)	Temp max (°C)
<i>A. sydneyensis</i>	9N	40S	9,65	30
<i>A. aspersa</i>	12N	65N	3	31,7
<i>P. nigra</i>	5S	35N	17,22	31
<i>C. intestinalis</i>	20N	80N	0	40
<i>C. eumyota</i>	30S	65S	-2	22,5
<i>E. turbinata</i>	09N	38N	11,5	32,4
<i>C. lepadiformis</i>	25N	70N	3	30
<i>C. oblonga</i>	5N	35N	17	29
<i>D. bermudensis</i>	0	40N	12	30,5
<i>Didemnum</i> sp. A	37S	52N	-2	24
<i>D. perlucidum</i>	7N	25S	21	30,5
<i>D. listerianum</i>	0	70N	2	30
<i>B. violaceus</i>	32N	61N	3	30
<i>B. leachi</i>	10N	70N	3	28
<i>B. nigrum</i>	7N	38S	10	29
<i>B. schlosseri</i>	8S	62N	5	28,6
<i>S. clava</i>	38N	57N	3	23
<i>S. plicata</i>	4	40	3	32
<i>M. exasperatus</i>	0	35S	15	30

Legenda: N: Norte, S: Sul

4.3 Tolerância a outros parâmetros ambientais

A maioria das ascídias analisadas apresentou tolerância a graus moderados e altos de poluição, principalmente à matéria orgânica dissolvida (nitrito e nitrato), principais componentes dos esgotos urbanos. As espécies *Phallusia nigra*, *Ciona intestinalis*, *Corella eumyota* e *Clavelina lepadiformis*

apresentaram também tolerância a ambientes com elevada taxa de material orgânico particulado.

Clavelina lepadiformis, *Didemnum sp. A* e *Botryllus schlosseri* foram as únicas espécies encontradas em ambientes com alta taxa de silte suspenso, enquanto *Phallusia nigra*, *Clavelina lepadiformis*, *Didemnum sp. A*, *Botryllus schlosseri* e *Microcosmus exasperatus* parecem resistir a ambientes turbulentos.

Quanto à influência de água doce, uma grande quantidade de espécies ocorre em ambientes que de alguma maneira são afetados por chuvas sazonais ou afluência de rios.

Tabela 3. Registro das espécies em situações de poluição orgânica, turbidez e turbulência

	MOD	MOS	SIL	TUR	Referências
<i>A. sydneyensis</i>	X				1
<i>A. aspersa</i>	X				2, 3
<i>P. nigra</i>		X		X	1, 4
<i>C. intestinalis</i>	X	X			2, 5, 7
<i>C. eumyota</i>	X	X			8, 9
<i>E. turbinata</i>	X				10
<i>C. lepadiformis</i>		X	X	X	5, 11
<i>C. oblonga</i>	X				15
<i>D. bermudensis</i>	X				14
<i>Didemnum sp. A</i>	X		X	X	12, 13, 18
<i>D. perlucidum</i>	X				14
<i>D. listerianum</i>	X				13
<i>B. violaceus</i>	X				13
<i>B. leachi</i>					
<i>B. nigrum</i>	X				14
<i>B. schlosseri</i>	X				2, 16,
<i>S. clava</i>	X				16
<i>S. plicata</i>	X				19, 20, 15
<i>M. exasperatus</i>	X			X	1

Legendas: MOD: Matéria orgânica dissolvida, MOS: Matéria orgânica suspensa, SIL: Silte, TUR: Turbulência. **Referências:** 1: COLES 2002a, 2: CARMAN 2007, 3: MILLAR 1952, 4: GOODBODY 1974, 5: NARANJO 1996, 7: DYBERN 1967, 8: TORRES-LÓPEZ 2001, 9: KOWALKE 1999, 10: VÁZQUEZ 2000, 11: DE CARALT 2000, 12: CARMAN 2007, 13: BULLARD 2007a, 14: LOTUFO 1997, 15: LOTUFO 2002, 16: LAMBERT 2003, 17: MARLIN, 18: VALENTINE 2007b, 19: MEYER-PINTO & JUNQUEIRA 2003, 20: BREVES-RAMOS 2005.

A tolerância à salinidade da maioria das espécies é de cerca de 20 ppm até a salinidade da água em mar aberto (35-38 ppm) (Tabela 4). Porém, esses dados devem ser interpretados com cautela, pois é comum a ocorrência de grandes mortalidades após chuvas, após as quais as populações rapidamente se estabelecem (LAMBERT & LAMBERT 2003, GOODBODY 1961a).

Tabela 4. Salinidade e profundidade nos locais de ocorrência.

	salinidade min ‰	salinidade max ‰	profundidade min (m)	profundidade max (m)	Referências
<i>A. sydneyensis</i>	20	34	0,5	15	1, 2
<i>A. aspersa</i>	18	40	3	80	3, 4, 5
<i>P. nigra</i>	29	39	0	15	6, 7, 2
<i>C. intestinalis</i>	8	40	0,5	>500m	8, 9, 10
<i>C. eumyota</i>	33	36	12	30	11, 12, 13
<i>E. turbinata</i>	21	40	0,5	25	14, 15, 16
<i>C. lepadiformis</i>	14	40	0	50	4, 9
<i>C. oblonga</i>	30	35		10	17, 18
<i>D. bermudensis</i>	20	35	0	50	19, 20, 16, 27
<i>Didemnum</i> sp. A	20	35	<1	>81	21, 26
<i>D. perlucidum</i>	26	30		5	22, 23
<i>D. listerianum</i>	32	35	0,5	80	19, 2, 9
<i>B. violaceus</i>	18	38			24
<i>B. leachi</i>	18	38	1	15	4
<i>B. nigrum</i>	26	31			22
<i>B. schlosseri</i>	18	40	0	18	19, 4, 25
<i>S. clava</i>	20	32			
<i>S. plicata</i>	22	34	0	30	4,16
<i>M. exasperatus</i>	30	36	0	15	1, 20

Legendas: Referências: 1: KAUFFMAN 2005, 2: COLES 2002a, 3: NIMPIS, 4: NARANJO 1996, 5: MILLAR 1952, 6: GOODBODY 1974, 7: ÇINAR 2006, 8: DYBERN 1967, 9: MARLIN, 10: MILLAR 1953, 11: ARENAS 2006, 12: VARELA 2007, 13: TATIAN 1998, 14: VÁZQUEZ 2000, 15: CARBALLO 2000, 16: GUIDE OF BENTHIC FAUNA GRAY'S REEF, 17: KOETCKER & FREIRE 2006, 18: ROCHA 2005a, 19: D'CROZ 2005, 20: ROCHA 2005e, 21: BULLARD 2007, 22: LOTUFO 1997, 23: LAMBERT 2002, 24: AMOS 2004, 25: CHADWICK-FURMAN 1995, 26: BULLARD & WHITLATCH 2007b, 27: MASTROTOTARO & BRUNETTI 2006, 28: THIYAGARAJAN 2003, 29: DAVIS 2007a.

4.4 Padrões de habitat e ocupação de substrato

Das espécies analisadas nesse trabalho, a maioria ocupa habitats naturais de costão rochoso e recifes de coral em suas áreas de origem ou de introdução, como se pode observar nas Tabelas 5 e 6.

Tabela 5. Ambientes e substratos naturais.

	Ambiente					Substrato		Referências
	C	Co	M	E	MA	SC	SI	
<i>A. sydneyensis</i>		X	X			X	X	1, 2, 3
<i>A. aspersa</i>				X		X		4
<i>P. nigra</i>	X	X	X			X		5, 1
<i>C. intestinalis</i>	X			X		X		6
<i>C. eumyota</i>	X				X	X	X	7, 8
<i>E. turbinata</i>		X	X			X		1, 9
<i>C. lepadiformis</i>	X			X	X	X		10
<i>C. oblonga</i>	X		X	X		X		11, 12, 13
<i>D. bermudensis</i>	X	X				X		12, 1
<i>Didemnum</i> sp. A	X				X	X		14
<i>D. perlucidum</i>	X	X				X		2
<i>D. listerianum</i>	X	X	X			X		15, 2, 1, 3
<i>B. violaceus</i>	X					X		16
<i>B. leachi</i>	X					X		17
<i>B. nigrum</i>	X	X				X		11, 18, 1
<i>B. schlosseri</i>	X					X		17, 19
<i>S. clava</i>				X		X		21
<i>S. plicata</i>	X					X		17,22
<i>M. exasperatus</i>	X	X	X			X		5,12, 2, 1, 3, 20

Legendas: Ambiente: **C:** Costão Rochoso, **Co:** Coral, **M:** Manguezal, **E:** Estuário, **MA:** Mar Aberto. **Substratos Naturais:** **SC:** Substratos consolidados naturais, **SI:** Substratos inconsolidados naturais. **Referências:** 1: ROCHA 2005c, 2: COLES 2002a, 3: GOODBODY, 4: MILLAR 1952, 5: ROCHA 2005e, 6: SVANE 1993, 7: KOTT 1969, 8: TATIAN 1998, 9: VÁZQUEZ 2000, 10: DE CARALT 2002, 11: ROCHA 2005a, 12: ROCHA 2005d, 13: LOTUFO 2002, 14: BULLARD 2007, 15: STOECKER 1980, 16: SIMONCINI 2007, 17: NARANJO 1996, 18: LAMBERT 2002, 19: MARLIN, 20: COLES 2002b, 21: DAVIS 2007a, 22: LAMBERT 2003

Microcosmus exasperatus foi documentada no Havaí ocorrendo em grande abundância em costões naturais, onde foi introduzida (COLES *et al.* 2002a). *Microcosmus squamiger*, erroneamente identificada como *M. exasperatus* no Mediterrâneo, tem se espalhado rapidamente por costões dessa região desde a década de 60 (TURON *et al.* 2007).

Corella eumyota ocorre em fundo arenoso de granulação fina na Antártica (TATIAN *et al.* 1998), fundo arenoso, costão rochoso e substratos artificiais na Austrália (KOTT 1969 *apud* TATIAN *et al.* 1998), em fundo arenoso de porto na Espanha (VARELA *et al.* 2007) e substratos flutuantes em marinas no sul da Inglaterra (ARENAS *et al.* 2006). Nas novas ocorrências no

hemisfério norte essa espécie tem formado densos agregados de indivíduos de pequeno tamanho (máximo de 40 mm) (LAMBERT 2004, VARELA *et al.* 2007), enquanto os indivíduos antárticos chegam a 240 mm de comprimento e não apresentam agregação (TATIAN *et al.* 1998). Somente *Corella eumyota*, *Clavelina lepadiformis* e *Didemnum sp.* A foram encontradas em áreas de mar aberto, sendo que dessas, somente *Didemnum sp.* A tem sido documentada invadindo esses ambientes. *Corella eumyota* e *Clavelina lepadiformis* ocorrem em águas de mar aberto somente em suas áreas de origem.

Tabela 6. Ambientes e substratos artificiais.

	Ambiente			Substrato		Ref.
	P	M	Mc	SFX	SFL	
<i>A. sydneyensis</i>	X	X	X	X	X	1
<i>A. aspersa</i>	X	X		X	X	2, 3, 6
<i>P. nigra</i>	X	X		X		3
<i>C. intestinalis</i>	X	X	X	X	X	2, 4, 5, 6
<i>C. eumyota</i>	X	X	X	X	X	7, 8, 6
<i>E. turbinata</i>		X		X	X	9
<i>C. lepadiformis</i>	X			X		10
<i>C. oblonga</i>	X		X	X	X	11, 12
<i>D. bermudensis</i>	X	X	X	X		13
<i>Didemnum sp. A</i>	X		X	X	X	14
<i>D. perlucidum</i>	X	X	X	X		16, 15
<i>D. listerianum</i>	X	X	X	X	X	16
<i>B. violaceus</i>		X		X		6
<i>B. leachi</i>	X	X		X		2, 17
<i>B. nigrum</i>	X		X	X		18
<i>B. schlosseri</i>	X	X	X	X		2, 19, 20
<i>S. clava</i>	X	X	X	X	X	21, 22
<i>S. plicata</i>	X	X	X	X	X	23
<i>M. exasperatus</i>	X	X	X	X	X	16

Legenda: Ambiente: **P:** Porto, **M:** Marina, **Mc:** Maricultura. **Substrato:** **SFX:** Substrato artificial fixo, **SFL:** Substrato artificial flutuante. **Referências:** 1: COLES 2002a, 2: NARANJO 1996, 3: MILLAR 1952, 4: ROBINSON 2005, 5: HOWES 2007, 6: ARENAS 2006, 7: LAMBERT 2004, 8: VARELA 2007, 9: VÁZQUEZ 2000, 10: DE CARALT 2002, 11: ROCHA 2005a, 12: GUIDE OF BENTHIC FAUNA GRAY'S REEF, 13: MASTROTOTARO & BRUNETTI 2006, 14: BULLARD 2007, 15: LAMBERT 2001, 16: COLES 2002b, 17: SUGDEN 2007, 18: LAMBERT 2002, 19: MARLIN, 20: CHADWICK-FURMAN 1995, 21: DAVIS 2007a, 22: BOURQUE 2007, 23: LAMBERT 2003.

C. intestinalis, *C. lepadiformis*, *C. oblonga* e *A. aspersa* e *S. clava* são as únicas encontradas ocorrendo em ambientes naturais de estuário, estando

presentes geralmente fundos rochosos, onde estariam menos expostas a variações de salinidade.

P. nigra, uma espécie do Atlântico Ocidental foi detectada na costa mediterrânea da Turquia formando densos agregados entre indivíduos com tamanho máximo de 80 mm no porto de Alanya, e em costões rochosos da mesma região, à profundidade de 1 a 4 m (ÇINAR *et al.* 2006).

No Havaí, onde é encontrada desde a década de 60, *A. sydneyensis* ocorre em grande abundância tanto em áreas de coral quanto em áreas portuárias e marinas, ocupando substratos consolidados e flutuantes (COLES *et al.* 2002a). Em Twin Cays, Belize, um espécime de *A. sydneyensis* foi detectada por Ivan Goodbody ocupando substrato não consolidado de silte fino (GOODBODY 2004). No Panamá, ocorre em áreas naturais de mangue e coral (ROCHA *et al.* 2005c).

A. aspersa ocorre em estuários na Inglaterra, aderida a rochas no fundo (MILLAR 1952), mas é mais freqüente em ambientes artificiais, como portos e marinas (NARANJO *et al.* 1996, HILY 1991, ARENAS *et al.* 2006).

E. turbinata é quase sempre encontrada em raízes de mangue nas regiões caribenhas do Atlântico Ocidental. Na Flórida, aparece em estruturas artificiais como bóias, pontes de concreto e cordas (VAZQUEZ & YOUNG 2000), e na Carolina do Norte é abundante em substrato flutuante em marina (GUIDE OF BENTHIC FAUNA GRAY'S REEF 2007).

No Golfo do México, *D. perlucidum* foi reportada cobrindo completamente uma torre de estação de petróleo abandonada, em uma área de grande proximidade com recifes de coral (LAMBERT 2002). Não parece estar invadindo a área de coral no Golfo do México, mas no Havaí, na baía de Kane'Ohe, ilha de Oah'u, está presente em recifes de coral altamente impactados por poluição e estruturas urbanas (COLES *et al.* 2002a).

C. lepadiformis possui populações nativas em costões do Mediterrâneo, porém, o clado introduzido em portos do Mediterrâneo é proveniente do Atlântico Norte Oriental (DE CARALT *et al.* 2002).

A maioria das espécies analisadas apresentou associação a substratos artificiais e presença em portos ou marinas. *Didemnum* sp. A., porém, parece fugir a esse padrão, pois na costa leste americana não é encontrado em portos nem marinas (OSMAN & WHITLATCH 2007). Tanto na costa leste americana

quanto na Holanda, *Didemnum* sp. A ocupa preferencialmente áreas profundas, de até 81 m (VALENTINE *et al.* 2007a, b; GITTENBERGER 2007). Na Nova Zelândia, essa espécie foi detectada nos portos de Auckland, Picton e Gisborne, associado a colunas artificiais (INGLIS *et al.* 2006a, 2006b, 2006c), bem como no porto de Whangarei, nos canais de Malborough, no fundo do casco de um velho cargueiro de produtos da maricultura, onde a espécie foi pela primeira vez detectada (COUTTS *et al.* 2002).

Uma quantidade significativa de espécies também tem sido encontrada associada a equipamentos de maricultura e conchas de organismos cultivados. Entre as espécies que ocorrem em habitats de cultivo de bivalves, estão: *C. intestinalis*, *C. eumyota*, *C. oblonga*, *D. sp. A* e *B. schlosseri*.

4.5 Padrões de forma, tamanho e distância de transporte

Têm sofrido transporte as espécies solitárias *A. sydneyensis*, *A. aspersa*, *P. nigra*, *C. intestinalis*, *C. eumyota*, *S. clava*, *S. plicata* e *M. exasperatus*. Todas essas espécies têm sofrido transporte entre oceanos e hemisférios, ou seja, transporte através de longas distâncias. O tamanho máximo dessas espécies varia de 50 mm para *Microcosmus exasperatus* até 200 mm para as populações antárticas de *Corella eumyota*.

A informação disponível na literatura indica que *A. aspersa*, *P. nigra*, *C. intestinalis*, *C. eumyota* e *S. plicata* no entanto, atingem a maturidade sexual em tamanhos que variam de 20 a 40 mm (MILLAR 1952, ROCHA *et al.* 1999, LAMBERT 2004), sendo que as populações de *Corella eumyota* encontradas em navios (COUTTS & DODGSHUN 2007), e em habitats introduzidos não atingiram tamanhos maiores que 40 mm (LAMBERT 2004, VARELA *et al.* 2007, ARENAS *et al.* 2006).

Tabela 7: Forma, tamanho e distância de transporte. Referências entre parênteses.

	<i>hábito de Vida</i>	<i>tamanho mínimo de maturação das gônadas (mm)</i>	<i>tamanho máximo do zoóide ou ind (mm)</i>	<i>espessura máxima da colônia (mm)</i>	<i>diâmetro máximo da colônia (mm)</i>	<i>tamanho da larva (mm)</i>	<i>duração máx da fase plantônica (horas)</i>	<i>Distância de transporte</i>
<i>A. sydneyensis</i>	S		90 (4)					R, O, H, EO
<i>A. aspersa</i>	S	20 (1)	130 (1)				100 (14)	O, H, EO
<i>P. nigra</i>	S	25 (2)	120 (5)					R, O, H, EO
<i>C. intestinalis</i>	S	25 (1)	150 (6,			0,25 (6)	>140 (14)	R, O, H, EO

			7)					
<i>C. eumyota</i>	S	40 (3)	200 (8)				<2 (3)	R, O, H, EO
<i>E. turbinata</i>	C, E		20	25 (10)		1,0-1,2	4-8 (19)	R, O
<i>C. lepadiformis</i>	C, E		20 (9)			0,45		R, O
<i>C. oblonga</i>	C, E		40 (10)			0,7 (19)		O
<i>D. bermudensis</i>	C		3 (11)	12,5 (10)	200 (10)			O
<i>Didemnum sp. A</i>	C		3 (*)					R, O, H, EO
<i>D. perlucidum</i>	C		3 (12)		80 (13)	0,5 (13)		R, O
<i>D. listerianum</i>	C		2 (11)		150 (11)	0,55 (20)	15 (15)	R, O, H, EO
<i>B. violaceus</i>	C		3 (9)					R, O, EO
<i>B. leachi</i>	C		3 (9)			0,6		EO
<i>B. nigrum</i>	C		3 (11)					EO
<i>B. schlosseri</i>	C		4 (9)		200 (9)	0,6	36 (9)	R, O, H, EO
<i>S. clava</i>	S	70 (17)	200 (17)			0,85 (17)	12 (17)	R, O, H, EO
<i>S. plicata</i>	S	20 (18)	100 (10)					R, O, H, EO
<i>M. exasperatus</i>	S		50 (4)	50 (4)				R, O, H, EO

Legenda: Distância de transporte: R: regional, O: mesmo oceano, EO: entre oceanos, H: entre hemisférios. **Hábito de vida:** S: Solitária, C: Colonial, E: Estolonial. **Referências:** 1: MILLAR 1952, 2: ROCHA 1999, 3: LAMBERT 2004, 4: GOODBODY, 5: GOODBODY 1962, 6: MILLAR 1953, 7: McDONALD 2004, 8: TATIAN 1998, 9: MARLIN, 10: GUIDE OF BENTHIC FAUNA GRAY'S REEF, 11: LOTUFO 1997, 12: LOTUFO 2002, 13: KOTT 2004, 14: SVANE & YOUNG 1989, 15: MARSHALL & PECHENIK 2003, 16: MASTROTOTARO & BRUNETTI 2006, 17: DAVIS 2007a., 18: LAMBERT 2003, 19: GARCÍA-CAGIDE 2005, 18: YAMAGUCHI 1975, 19: ROCHA 1988, 20: ROCHA 2005b

Todas as espécies coloniais estoloniais analisadas apresentaram somente transporte regional e no mesmo oceano. Dessas espécies, *Ecteinascidia turbinata* pertence à ordem *Phlebobranchia*, família *Perophoridae*. Já as três outras espécies, *Clavelina lepadiformis*, *Clavelina oblonga* e *Distaplia Bermudensis*, pertencem à ordem *Aplousobranchia*, família *Polycitoridae*.

As demais espécies coloniais apresentam hábito incrustante, com zoóides não ultrapassando 4 mm de comprimento e tamanho vertical máximo da colônia também não ultrapassando 4 mm, pois, nesses casos, os zoóides estão em contato direto com o substrato, não havendo uma organização tridimensional mais complexa, como ocorre em outras espécies.

Há entre algumas espécies coloniais incrustantes, a capacidade de organizar sua colônia em forma de lobos pendentes, como ocorre com *Didemnum sp. A*, e *Botrylloides violaceus* em certas condições. Essas colônias continuam crescendo e eventualmente se fragmentam, se espalhando pelo meio e podendo aderir a novos substratos sólidos e colonizá-los. Tanto *Didemnum sp. A* quanto *Botrylloides violaceus* são capazes de aderir ao substrato após terem sofrido fragmentação (BULLARD *et al.* 2007b).

4.6 Crescimento e reprodução

Embora não haja dados disponíveis para todas as espécies analisadas, observa-se uma tendência geral das ascídias de se reproduzirem sexuadamente durante os períodos quentes do ano, interrompendo ou reduzindo sua reprodução somente no inverno em regiões subtropicais e temperadas. Assim, as populações de regiões temperadas tendem a se reproduzir na primavera, verão e outono, com pico de recrutamento bem definido na primavera ou verão. Apresentam esse padrão *A. aspersa*, *C. intestinalis*, *C. eumyota*, *C. lepadiformis* (população atlântica), e *B. schlosseri*.

As populações subtropicais apresentam o mesmo padrão, porém com fase reprodutiva mais extensa. No litoral sudeste brasileiro foi observada reprodução durante todo o ano, com exceção dos meses de inverno, para as espécies *P. nigra* (ROCHA *et al.* 1999) e *D. bermudensis* (ROCHA 1988), sendo que *P. nigra* apresentou pico de recrutamento no outono (ROCHA *et al.* 1999), e *D. bermudensis* não apresentou um pico de recrutamento bem definido, recrutando em abundância baixa ao longo do período mencionado (ROCHA 1988). Ambas as espécies foram estudadas no canal de São Sebastião, SP, localizado na latitude de 25° S.

Outras espécies que apresentam populações subtropicais foram estudadas na Baía de Santos, SP, localizada também na faixa latitudinal de 25° S. Dessas espécies, *C. oblonga*, *D. perlucidum* e *B. niger* apresentaram reprodução sexuada ao longo de todo o ano, com pico no verão, enquanto *D. listerianum* apresenta reprodução sexuada durante todo o ano com pico no outono (LOTUFO 1997).

As espécies tropicais tendem a se reproduzir durante todo o ano, mas apresentam pico de recrutamento também no verão, como no caso de *P. nigra* (população caribenha) (GOODBODY 1961b), *C. oblonga* (LOTUFO 1997), e *D. perlucidum* (LOTUFO 1997). *E. turbinata*, porém, se reproduz sexuadamente e assexuadamente durante todo o ano, entrando em inatividade no verão (HERNÁNDEZ-ZANUI *et al.* 2000).

Tabela 8: Características reprodutivas das espécies estudadas.

	TCM (°C)	TMD (dias)	TRS (°C)	Estação de reprodução sexuada	Estação de recrutamento máximo	Referências
<i>A. sydneyensis</i>						
<i>A. aspersa</i>				P, V, O	P, V	1
<i>P. nigra</i> Jamaica				A	V	2
<i>P. nigra</i> Brasil				P, V, O	O	3
<i>C. intestinalis</i>	26	3	15- 20	A, P&V	P, V	4, 17, 1
<i>C. eumyota</i>				P, V, O	P, V	5, 6
<i>E. turbinata</i>	25	4,2	22- 30	A		7, 18
<i>C. lepadiformis</i> Atlântico Norte Ocidental				I, P, V	V	8
<i>C. lepadiformis</i> Mediterrâneo Costão				I	I	8
<i>C. lepadiformis</i> Mediterrâneo Portos				A	V	8
<i>C. oblonga</i>				A	V	9
<i>D. bermudensis</i>				P,V,O		10
<i>Didemnum sp. A</i>	14- 18		15- 20	I, P, V	V	11, 12, 13
<i>D. perlucidum</i>				A	V	9
<i>D. listerianum</i>				A	O	9
<i>B. violaceus</i>	26	1,5		A		14
<i>B. leachi</i>						
<i>B. nigrum</i>	25- 28	2,8		A	V	7, 9
<i>B. schlosseri</i>	13- 20			A	P, V	15, 16
<i>S. clava</i>						
<i>S. plicata</i>						
<i>M. exasperatus</i>						

Legenda: TCM: Temperatura de crescimento máximo, TMD: Tempo mínimo de duplicação, TRS: Temperatura de reprodução sexuada. **Estações do Ano:** P: Primavera, V: Verão, O: Outono, I: Inverno, A: Todo o ano. **Referências:** 1: MILLAR 1952, 2: GOODBODY 1965, 3: ROCHA 1999, 4: MILLAR 1953, 5: LAMBERT 2004, 6: VARELA 2007, 7: MORGAN 1977, 8: DE CARALT 2002, 9: LOTUFO 1996, 10: ROCHA 1988, 11: GITTENBERGER 2007, 12: VALENTINE 2007a, 13: CAWTRON 2002, 14: YAMAGUCHI 1975, 15: BRUNETTI 1984, 16: EPELBAUM 2007, 17: MARC 2007, 18: HÉRNANDEZ-ZANUY 2000.

Com relação ao modo de crescimento e à sua velocidade, foram observadas diferenças bastante marcantes entre as ascídias solitárias, coloniais estoloniais e coloniais não-estoloniais. As ascídias solitárias aparentemente crescem em um ritmo mais lento que as ascídias coloniais,

embora freqüentemente atinjam seu tamanho máximo em apenas um mês quando recrutam em meses quentes (MILLAR 1971, GOODBODY 1962). As formas estoloniais estudadas apresentam um padrão de crescimento mais semelhante às espécies solitárias (MORGAN 1977, HERNÁNDEZ-ZANUY *et al.* 2000, DE CARALT *et al.* 2002, LOTUFO 1997, ROCHA 1988), por ser mais lento. As ascídias coloniais incrustantes estudadas apresentam uma forma de crescimento diferenciada com relação às solitárias porque seu crescimento se dá principalmente na direção horizontal, como estratégia para ocupar mais o substrato e excluir outros organismos na competição por espaço (JACKSON 1977).

Didemnum perlucidum é uma espécie de crescimento bastante vigoroso (LOTUFO 1997), que pode ser uma colonizadora primária, desaparecendo da comunidade conforme a sucessão prossegue (LOTUFO 1997) ou aparecer em etapas intermediárias (ROCHA 1988).

Uma característica comum a quase todas as espécies coloniais é a capacidade de incubação de embriões (LAMBERT 2005). Nesse estudo, apresentam essa característica as espécies coloniais: *E. turbinata*, *C. lepadiformis*, *C. oblonga*, *D. bermudensis*, *Didemnum sp. A.*, *D. perlucidum*, *D. listerianum*, *B. violaceus*, *B. leachi*, *B. nigrum* e *B. schlosseri*, bem como a espécie solitária *C. eumyota*. Todas as demais espécies solitárias liberam seus gametas diretamente na coluna d'água, onde ocorre fertilização externa: *A. sydneyensis*, *A. aspersa*, *P. nigra*, *C. intestinalis*, *S. clava* e *S. plicata*.

4.7 Adaptações ao ambiente alóctone

Dentre os fatores selecionados como sendo importantes para determinar o sucesso de invasão considerando as fases de transporte e introdução em um novo hábitat, os mais determinantes do sucesso nessas etapas, no caso das ascídias, parece ser a capacidade de colonização de substrato artificial, a capacidade de se reproduzir por períodos prolongados, a maturidade sexual precoce, atingida em um tamanho pequeno, a forma e o tamanho do indivíduo.

A maioria das ascídias que tem sofrido transporte permanece restrita a portos e marinas, habitats intensamente alterados por ação humana. Uma questão importante quanto à ecologia desses ambientes é se as alterações

causadas pelo homem favorecem diferencialmente as espécies introduzidas com relação às espécies nativas.

Portos e marinas apresentam, muitas vezes, níveis moderados a altos de poluição orgânica. A maioria das ascídias que tem sofrido transporte parece estar bem adaptada a essas condições. Além disso, estudo realizado em comunidade temperada na Austrália detectou o favorecimento de ascídias após a descarga de grande quantidade de esgoto urbano com relação às espécies de algas e esponjas, que tiveram sua população diminuída (ROBERTS *et al.* 1988). Nas costas leste e oeste dos Estados Unidos (CARMAN *et al.* 2007, LAMBERT & LAMBERT 2003), na baía de Algeiras (NARANJO *et al.* 1996) e na Baía de Guanabara (BREVES-RAMOS *et al.* 2005), observa-se uma diversidade maior de ascídias exóticas em locais com níveis moderados de poluição, enquanto uma diversidade aparentemente menor desses organismos é observada tanto em níveis de poluição considerados baixos (CARMAN *et al.* 2007), quanto em casos de poluição e turbidez extremas (LAMBERT & LAMBERT 2003, BREVES-RAMOS *et al.* 2005), com poucas espécies resistindo a essas condições de poluição extrema, como *S. clava* e *B. schlosseri* (LAMBERT & LAMBERT 2003) nesse estudo.

As condições ambientais em portos naturais e artificiais freqüentemente incluem baixa profundidade e águas mais protegidas das correntes oceânicas, bem como menos expostas a ondas. A baixa profundidade dos portos propicia uma variação maior de temperatura e salinidade da água devido a processos de evaporação, aquecimento e resfriamento diários, chuvas e aportes de água doce provenientes de rios.

Como as ascídias de um modo geral são euritéricas, ou seja, toleram uma elevada amplitude de temperaturas, sua permanência é favorecida nesses ambientes (MOORE 1940). A maior freqüência de ocorrência de temperaturas críticas para reprodução nesses ambientes pode explicar porque populações portuárias muitas vezes apresentam mais ciclos reprodutivos por ano, como o que ocorre com a população Atlântica de *C. lepadiformis* introduzida em portos mediterrâneos, que se reproduz o ano todo nos portos, mas somente nas estações quentes nos ambientes atlânticos naturais (DE CARALT *et al.* 2002).

A associação ao substrato flutuante é favorável às ascídias porque quando aderidas geralmente na face inferior desse tipo de substrato, esses

organismos filtradores estão mais protegidos dos efeitos da turbidez, em que material particulado pode obstruir seus sifões impedindo a sobrevivência do animal (ARENAS *et al.* 2006).

Por outro lado, *Didemnum sp.* A parece ser encontrado com mais frequência em ambientes costeiros naturais e de baixa ocupação humana, sendo raramente encontrado em portos e marinas nos Estados Unidos (BULLARD *et al.* 2007b).

Apesar de se observar em portos e marinas uma frequência maior de ascídias exóticas devido a alterações de matéria orgânica dissolvida e suspensão (ROBERTS *et al.* 1988, NARANJO *et al.* 1996, CARMAN *et al.* 2007, LAMBERT & LAMBERT 2003, BREVES-RAMOS *et al.* 2005), bem como a presença de substrato artificial (TYRRELL & BYERS 2007, GLASBY *et al.* 2007), a relação dessas variáveis com o risco de ascídias transportadas saírem desses ambientes e invadirem comunidades nativas precisa ser melhor investigada.

Segundo a hipótese de alteração do regime de seleção, (BYERS 2002, TYRRELL & BYERS 2007) as alterações antropogênicas do meio, estariam necessariamente envolvidas nos processos de invasão de comunidades naturais, uma vez que desfavoreceriam as espécies que dependem de condições específicas, como determinados tipos de substratos naturais e água limpa, por exemplo, favorecendo as espécies que são capazes de se fixar a qualquer substrato e apresentam alta tolerância à poluição.

No entanto, as observações de que *Didemnum sp.* A invade ambientes naturais, de baixo impacto humano e não permanece em ambientes alterados em locais em que foi conhecidamente introduzido, enquanto a maioria das ascídias que habitam portos e marinas permanece restrita a esses ambientes, sugerem que o modelo adequado para os processos de transporte e estabelecimento dos organismos deve ser mais complexo, provavelmente envolvendo o papel da diversidade local em resistir ou promover o estabelecimento de espécies alóctones (STACKOWICZ 2006), o papel da predação em ambientes naturais, controlando a expansão da biota presente em portos e marinas (OSMAN & WHITLATCH 2004), e as características biológicas e de história de vida dos organismos (SAKAI *et al.* 2001).

O papel das perturbações e das mudanças climáticas nesse contexto também deve ser de fundamental importância, visto que alguns autores têm relacionado esses eventos ao estabelecimento de espécies alóctones em ambientes naturais. Essas perturbações provavelmente foram a causa da expansão da área de ocupação de diversas espécies de ascídias em portos e baías naturais no sul da Califórnia após o aporte de águas quentes resultantes de um evento do fenômeno climático *El Niño* no Pacífico Norte (LAMBERT & LAMBERT 2003), bem como da expansão de *Didemnum* sp. A e de diversas ascídias exóticas nas águas do Atlântico Oriental, após o resfriamento atípico das águas daquela região, resultante do fenômeno La Niña (GITTENBERGER 2007).

O papel do transporte local também não pode ser desprezado (WASSON *et al.* 2001), pois esse é um vetor que apresenta tendência de crescimento como forma de introdução de espécies em ambientes naturais devido à intensificação do ecoturismo como atividade econômica. Além disso, o transporte em velocidade lenta promovido por embarcações de recreio, como balsas, escunas, jangadas e barcos de pesca podem promover o transporte de mais espécies de marinas e pequenos portos para ambientes naturais. Um exemplo desse transporte regional que poderia parecer improvável em uma análise superficial é o caso de *C. oblonga*, uma espécie introduzida no arquipélago de Açores que permaneceu por muitos anos restrita ao porto de Horta (MONNIOT & MONNIOT 1994), hoje ocupa áreas naturais de costão em baías onde as atividades de mergulho são intensas, bem como o trânsito de embarcações de recreio (CARDIGOS *et al.* 2006)

4.8 Adaptações ao vetor de transporte

Aparentemente, a principal forma de transporte de ascídias tem sido a incrustação de adultos ou juvenis em cascos e estruturas protegidas de navios, e não o transporte da forma larval. Embora a sobrevivência de larvas em tanques de lastro seja difícil de avaliar, as larvas de algumas espécies de que se tem evidência de transporte parecem não ser capazes de sobreviver o tempo necessário para que sejam transportadas pelas distâncias observadas.

A larva de *B. schlosseri* dura aproximadamente 16 horas, tempo insuficiente para realizar uma viagem transatlântica. A larva de *C. eumyota* é incubada pelo indivíduo parental durante todo o seu desenvolvimento, sendo liberada somente no momento de se fixar a um novo substrato, o que dura no máximo 2 h (LAMBERT 2004). No entanto, essa espécie representa um caso muito bem documentado de transporte entre hemisférios, sendo proveniente de águas temperadas frias e antárticas do hemisfério sul e tendo sido introduzida no hemisfério norte.

O fato de muitas espécies que incubam seus embriões apresentarem uma capacidade de dispersão maior do que espécies que liberam seus gametas diretamente na água é um fenômeno intrigante. Johannesson demonstrou que espécies de *Littorina* incubadoras possuíam populações estabelecidas em ilhas com elevado grau de distância e isolamento, enquanto espécies com larvas de vida livre nunca se estabeleciam em locais distantes (JOHANNESSON 1988). A interpretação dada a este aparente paradoxo foi a de que quando indivíduos são transportados com embriões é mais provável a formação de uma população local auto-sustentável porque os juvenis permanecem próximos aos adultos. Isto poderia explicar o transporte bem sucedido das ascídias coloniais e de *C. eumyota*.

Além disso, entre as ascídias, foi observado que muitas das espécies coloniais, que incubam seus gametas, apresentam larvas maiores e que muitas vezes carregam mais de um zoóide da colônia inicial já formados (TARJUELO & TURON 2004), enquanto as larvas menores das espécies solitárias apresentam um grau de diferenciação histológica da larva menor. Por outro lado, essa diferenciação histológica das espécies solitárias ocorre principalmente na fase pós-estabelecimento (TARJUELO & TURON 2004). Isso leva a um período tempo total de metamorfose nas espécies solitárias maior do que nas espécies coloniais, que rapidamente iniciam seu crescimento e ocupação do substrato (TARJUELO & TURON 2004, TURON & BECERRO 1992).

O sucesso reprodutivo das espécies que liberam seus gametas na água depende fundamentalmente da quantidade dos mesmos, visto que essas espécies geralmente apresentam propágulos menores (gametas ou larvas), que possuem um período de embriogênese menor que as coloniais, porém

apresentam uma fase planctônica mais prolongada, podendo permanecer de 12 horas a até cerca de 6 dias na coluna d'água (SVANE & YOUNG 1989).

Ciona intestinalis e *Ascidella aspersa* são espécies solitárias de comportamento gregário que liberam seus gametas em grande quantidade na coluna d'água. O comportamento gregário de muitas espécies de ascídias é, muitas vezes, mediado por pistas químicas liberadas pelos adultos, que atraem as larvas de sua espécie para próximo da população parental (SVANE & YOUNG 1989). Porém, em *Ciona intestinalis*, o comportamento gregário é mediado principalmente pelas condições de baixa circulação do seu habitat, já que a espécie é usualmente encontrada em condições de baixo hidrodinamismo e suas larvas não são carregadas para longe dos adultos, além de não terem apresentado resposta a extratos de indivíduos da mesma espécie em testes realizados na Suécia (HAVENHAND & SVANE 1991).

A larva de *Ciona intestinalis* e da maioria das ascídias parece estar adaptada a um comportamento de transporte passivo por correntes e natação ativa quando próximas ao substrato adequado (OLSON 1985, HAVENHAND & SVANE 1991, SVANE & YOUNG 1989). Diversas espécies apresentam fototropismo positivo no momento da liberação, seguido por um comportamento de natação intermitente e transporte por correntes e um período de fototropismo negativo prévio ao estabelecimento (SVANE & YOUNG 1989).

Entre as espécies estudadas, apresentam esse comportamento de fototropismo positivo inicial seguido por fototropismo negativo tardio *C. intestinalis* e *P. nigra* (SVANE & YOUNG 1989). *D. listerianum* apresenta fototropismo positivo inicial, mas seu comportamento posterior com relação à luz é variável (SVANE & YOUNG 1989) e em *Botryllus schlosseri* só foi observada uma resposta inicial de fototropismo positivo (SVANE & YOUNG 1989).

A resposta de fototropismo inicial parece estar relacionada ao fato de a larva precisar nadar em direção às correntes que circulam no local em um primeiro momento, quando interrompe sua natação e é lavada pelas correntes, voltando novamente a nadar em resposta a variações de luz e sombra, indicando locais sombreados protegidos, ou quando encontra alguma outra pista química que indique o substrato adequado.

No caso das espécies transportadas, a resposta de busca por ambientes sombreados pode facilitar a incrustação sob estruturas flutuantes. Quanto à seleção por tipo de material, não foi encontrado padrão de seleção aparente, de forma que provavelmente as espécies que estão sendo transportadas são generalistas quanto ao material do substrato, diferentemente de espécies nativas que possam apresentar exigências específicas, como epibiose sobre outros organismos ou características de substratos naturais (GLASBY *et al.* 2007).

Quanto à velocidade de dispersão, nenhuma larva de organismo marinho conhecido parece nadar a velocidades maiores do que 2 cm/s (MILEIKOVSKI 1973 *apud* OLSON 1985). O que significa que sua dispersão é fortemente dependente das correntes locais (OLSON 1985), e no caso particular das ascídias, os dados sobre comportamento das larvas analisadas corroboram essa hipótese (SVANE & YOUNG 1989, OLSON 1985).

Ascídias de um modo geral apresentam baixa capacidade de dispersão, de modo que suas larvas muitas vezes se concentram a poucos centímetros de distância dos indivíduos parentais (GRAHAM & SEBENS 1996), e a quantidade de larvas que atinge as correntes hidrodinâmicas é baixa, sendo rapidamente diluídas em períodos de elevado hidrodinamismo (GRAHAM & SEBENS 1996). Do ponto de vista das invasões biológicas, portanto, o transporte de larvas por vetores como água de lastro, deve ocorrer quando populações em elevada densidade se encontram muito próximas do vetor de transporte, em distâncias da ordem de poucos centímetros ou metros.

Além disso, o transporte por esse vetor deve ocorrer preferencialmente com espécies que liberam seus gametas em grande quantidade como a ascídia solitária *S. clava*, que pode liberar mais de 5000 gametas na coluna d'água no seu período reprodutivo (DAVIS & DAVIS 2007).

A extensão prolongada do período larval é conhecida em poucos casos em ascídias, notadamente *C. intestinalis* e *A. aspersa* que podem atrasar sua fixação ao substrato por até 6 dias sem prejuízo do seu desenvolvimento pós-larval (SVANE & YOUNG 1989). No entanto, a larva de *D. listerianum*, após ter sido impedida de se fixar por 3 dias, apresentou desenvolvimento deficiente no período pós-larval, não apresentando a mesma capacidade competitiva do que indivíduos que não sofreram atrasos na fixação (MARSHALL 2003). A duração

da fase larval *D. listerianum* é de cerca de 15 h em condições usuais (MARSHALL *et al.* 2003).

Assim, apesar de o transporte da larva das ascídias através de água de lastro ser possível para alguns indivíduos solitários, como *C. intestinalis* e *A. aspersa*, o transporte dos indivíduos coloniais provavelmente ocorre através de bioincrustação.

5 Conclusões

Quanto ao vetor de transporte, a análise das características biológicas das ascídias transportadas indica que o tamanho do indivíduo é um fator importante e que a bioincrustação parece ser a principal forma de transporte desses organismos. O transporte via água de lastro, embora possível para as espécies que liberam gametas em grande quantidade e cuja larva apresenta viabilidade da ordem de dias na coluna d'água, pode não ser um vetor de transporte tão importante quanto se pensava com relação a essas espécies, visto que as larvas de ascídias apresentam comportamentos que levam ao estabelecimento rápido do indivíduo quando o mesmo encontra substrato adequado. Soma-se a isso o fato de que a maioria das espécies transportadas se estabelece com facilidade em substratos artificiais, independente do tipo de material, e que provavelmente as larvas desses indivíduos se fixam ao substrato artificial do vetor logo que entra em contato com o mesmo.

Quanto aos ambientes de introdução, parece que há uma correlação entre as temperaturas típicas dos ambientes de origem e as temperaturas dos ambientes de chegada, em escala global, de modo que as espécies transportadas permanecem em faixas de latitude semelhante ao seu habitat de origem. Tem sido observada tanto a entrada de espécies tropicais em latitudes temperadas, quanto o contrário, embora as abundâncias de ambos os grupos pareça menor à medida em que se afastam de suas faixas latitudinais de origem.

As ascídias transportadas são tolerantes a um amplo gradiente de temperaturas e se reproduzem abundantemente durante a maior parte do ano em águas rasas, como portos e marinas. De um modo geral as espécies transportadas não diferem quanto à tolerância à salinidade, sendo todas

vulneráveis a variações bruscas desse parâmetro e a exposições prolongadas a salinidades abaixo de 20 ppm. As ascídias transportadas são particularmente tolerantes a níveis moderados de poluição orgânica.

Como organismos suspensívoros, são vulneráveis a ambiente muito turvos, que provocaria entupimentos de seus sifões. Porém, esses organismos contornam esses problemas se estabelecendo em substratos flutuantes, que quase sempre são artificiais, com a porção anterior do corpo voltada para baixo.

Talvez as espécies que proporcionem maior risco de expansão para ambientes naturais sejam as espécies capazes de habitar águas mais profundas, desde que também consigam suportar as condições de águas rasas de portos e marinas. A única espécie desse estudo que apresentou essa capacidade é *Didemnum sp. A*, embora pareça não se adaptar muito bem a águas rasas, talvez por não suportar variações de temperatura.

A temperatura necessária para reprodução parece ser um preditor importante da capacidade de expansão de uma espécie em uma escala regional ou global, conforme constatado para as espécies *Styela clava* e *Didemnum sp. A*, porém, nesse estudo, não foi possível reunir dados sobre esse parâmetro para a maioria das espécies.

Corella eumyota é uma introdução recente no hemisfério norte, que devido ao fato de ter sido introduzida em uma zona temperada muito similar ao seu habitat de origem com relação à temperatura, apresenta risco significativo de expansão. Além disso, essa espécie é uma habitante de fundos arenosos em seu habitat de origem, portanto possui potencial para se tornar independente de substratos artificiais e invadir ambientes naturais mais profundos que os portos e marinas onde tem sido detectada.

Outras variáveis que não puderam ser contempladas nesse estudo, como a capacidade dos organismos escaparem à predação e o papel das variações ambientais no processo de invasão podem ser fatores importantes para investigações futuras quanto ao processo de invasão de ascídias em ambientes naturais.

6 Referências

- AGIUS, B. P. Spatial and temporal effects of pre-seeding plates with invasive scidians: Growth, recruitment and community composition. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 342, p. 30–39, 2007.
- ARENAS, F.; BISHOP, J. D. D.; CARLTON, J. D.; DYRYNDA, P. J.; FARNHAM, W. F.; GONZALES, D. J.; JACOBS, M. W.; LAMBERT, C.; LAMBERT, G.; NIELSEN, S. E.; PEDERSON, J. A.; PORTER, J. S.; WARD, S.; WOOD, C. A. Alien species and other notable records from a rapid assessment survey of marinas on the south coast of England. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 86, p. 1329-1337, 2006.
- BARROS, R. C. **Dispersão Global e Filogeografia de *Styela plicata* (Leseuer, 1823) (Tunicata, Ascidiacea)**. 42 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia). Setor de Ciências Biológicas. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2007.
- BAKER, H. G. Characteristics and modes of origin of weeds. In: BAKER, H. G.; STEBBINS, G.L. **The genetics of colonizing species**. New York: Academic Press, 1965. p. 147-169.
- BAKER, H. G. The evolution of weeds. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 5, p. 1-24. 1974.
- BISHOP, J. D. D. Fertilization in the sea: are the hazards of broadcast spawning avoided when free-spawned sperm fertilize retained eggs? **Proceedings of the Royal Society of London, Series B: Biological Sciences**, v. 265, p. 725-731. 1998.
- BISHOP, J. D. D.; Sommerfeldt, A. D. Not like *Botryllus*: indiscriminate post-metamorphic fusion in a compound ascidian. **Proceedings of the Royal Society of London, Series B: Biological Sciences**, v. 266, p. 241–248. 1999.
- BREVES-RAMOS, A.; LAVRADO, H. P.; JUNQUEIRA, A. P. R.; SILVA, S. H. G. Succession in rocky intertidal benthic communities in areas with different pollution levels at Guanabara Bay (RJ-Brazil). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 48, p. 951-965, 2005.
- BRUNETTI, R.; BEGHI, L.; BRESSAN, M.; MARIN, M. G. Combined effects of temperature and salinity on colonies of *Botryllus schlosseri* and *Botrylloides leachi* (Ascidiacea) from the Venetian Lagoon. **Marine Ecology Progress Series**, v. 2, p. 303-314, 1980.
- BRUNETTI, R.; MARIN, M. G. Combined effects of temperature and salinity on sexual reproduction and colonial growth of *Botryllus schlosseri* (Tunicata). **Boll. Zool**, v. 51, p. 405-411, 1984.

BULLARD, S. G.; LAMBERT, G.; CARMAN, M. R.; BYRNES, J.; WHITLATCH, R. B.; RUIZ, G.; MILLER, R. J.; HARRIS, L.; VALENTINE, P. C.; COLLIE, J. S.; PEDERSON, J.; McNAUGHT D. C.; COHEN, A. N.; ASCH, R.G.; DIJKSTRA, J.; HEINONEN, K. The colonial ascidian *Didemnum* sp. A: Current distribution, basic biology and potential threat to marine communities of the northeast and west coasts of North America. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 342, p. 99–108, 2007a.

BULLARD, S. G.; SEDLACK B.; REINHARDT, J. F.; LITTY, C.; GAREAU, K.; WHITLATCH, R. B. Fragmentation of colonial ascidians: Differences in reattachment capability among species. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 342, n. 1, p. 166-168, 2007b.

BULLARD, S. G.; WHITLATCH, R. B. Growth of the colonial ascidian *Didemnum* sp under different environmental conditions (depth, salinity, coastal land use patterns). In: INTERNATIONAL INVASIVE SEA SQUIRT CONFERENCE, 2., 2007c, Brudenell, **Livro de Resumos**.

BYERS, J.E. Impact of non-indigenous species on natives enhanced by anthropogenic alteration of selection regimes. **Oikos**, v. 97, p. 449–458, 2002.

CARBALLO, J. L. Larval ecology of an ascidian tropical population in a Mediterranean enclosed ecosystem. **Marine Ecology Progress Series**, v. 195, p. 159-157, 2000.

CARMAN, M. R.; BULLARD, S. G.; DONNELLY, J. P. Water quality, nitrogen pollution, and ascidian diversity in coastal waters of southern Massachusetts, USA. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 342, p. 175-178, 2007.

CARDIGOS, F.; TEMPERA, F.; ÁVILA, S.; GONÇALVES, J.; COLAÇO, A.; SANTOS, R. S. Non-indigenous marine species of the Azores. **Helgoland Marine Research**. 2006.

CARLTON, J. T. Man's role in changing the face of the ocean: Biological invasions and implications for conservation of near-shore environments. **Conservation Biology**, v. 3, p. 265-273. 1989.

CARLTON, J. T. Patterns of transoceanic marine biological invasions in the Pacific Ocean. **Bulletin of marine Science**, v. 42, p. 452-465. 1987.

ÇINAR, M. E.; BILECENOGLU, M.; ÖZTÜRK, B.; CAN, A. New records of alien species on the Levantine coast of Turkey. **Aquatic Invasions**, v. 1, n. 2, p. 84-90, 2006.

COHEN, A.; MILLS, C.; BERRY, H.; WONHAM, M.; BINGHAM, B.; BOOKHEIM, B.; CARLTON, J.; CHAPMAN, J.; CORDELL, J.; HARRIS, L.; KLINGER, T.; KOHN, A.; LAMBERT, C.; LAMBERT, G.; LI, K.; SECORD, D.; TOFT, J. A rapid assessment survey of non-indigenous species in the shallow

waters of Puget Sound. **Washington State department of natural resources**, Olympia, WA. 1998.

COLES, S. L.; DE FELICE, R. C.; ELDREDGE, L. G. Nonindigenous marine species in Kane'Ohe Bay, O'Ahu, Hawai'i. **Bishop Museum Technical Report**, v. 24, 2002a.

COLES, S. L.; DE FELICE, R. C.; ELDREDGE, L. G. Nonindigenous marine species at Waikîkî and Hawai'i Kai, O`Ahu, Hawai'i. **Bishop Museum Technical Report** . v. 25, 2002b.

COUTTS, A. A biosecurity investigation of a barge in the Marlborough Sounds. **Cawthron Report**, v. 744, p.1-68, 2002 .

COUTTS, A. D. M.; DODGSHUN, T. J. The nature and extent of organisms in vessel sea-chests: A protected mechanism for marine bioinvasions. **Marine Pollution Bulletin**, v. 54, p. 875-886. 2007.

DAVIS, M. H.; DAVIS, M. E. The distribution of *Styela clava* (Tunicata, Ascidiacea) in European waters. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 342, p. 182-184. 2007.

D'CROZ, L.; DEL ROSARIO, J. B.; GÓNDOLA, P. The effect of fresh water runoff on the distribution of dissolved inorganic nutrients and plankton in the Bocas del Toro Archipelago, Caribbean Panama. **Caribbean Journal of Science**, v. 41, n. 3, p. 414-429, 2005.

DE CARALT, S.; LÓPEZ-LEGENTIL, S.; TARJUELO, I.; URIZ, M. J., TURON, X. Contrasting biological traits of *Clavelina lepadiformis* (Ascidiacea) populations from inside and outside harbours in the western Mediterranean. **Marine Ecology Progress Series**, v. 244, p. 125–137, 2002.

DYBERN, B. I. The distribution and salinity tolerance of *Ciona intestinalis* (L.)f typica with special reference to the waters around southern Scandinavia. **Ophelia**, v. 4, p. 207-226, 1967.

ELTON, C. S. **The ecology of invasions by animals and plants**. London: Methuen. 1958.

FARIA, S. B. **Padrão de distribuição de ascidiacea (Tunicata) no Atlântico e regiões polares adjacentes: Um enfoque através da análise parcimoniosa de endemidade (PAE)**. 83 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas, Zoologia). Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

FERNANDES, F. C. Distribuição atual do mexilhão *Perna perna* no mundo: um caso recente de bioinvasão. In: Silva, J. S. V.; Souza R. C. C. L. **Água de Lastro e Bioinvasão**. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2004, v. 1, p. 157-172.

GITTENBERGER, A. Recent population expansions of non-native ascidians in The Netherlands. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 342, p. 122-126, 2007.

GLASBY, T. M.; CONNEL, S. D.; HOLLOWAY, M. G.; HEWITT C. L. Nonindigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? **Marine Biology**, v. 151, p. 887-895. 2007.

GOODBODY, I. Mass Mortality of a Marine Fauna Following Tropical Rains. **Ecology**, v. 42, n. 1, p. 150-155, 1961a.

GOODBODY, I. Continuous breeding in three species of tropical ascidian. **Proceedings of the Royal Zoological Society of London**, v. 36, p. 403-409, 1961b.

GOODBODY, I. The biology of *Ascidia nigra* (Savigny). I. Survival and mortality in an adult population. **Biological Bulletin**, v. 12, p. 40-51, 1962.

GOODBODY, I. The biology of *Ascidia nigra* (Savigny) III. The annual pattern of colonization. **Biological Bulletin**, v. 129, p. 128-33, 1965.

GOODBODY, I.; FISHER, E. The biology of *Ascidia Nigra* (Savigny). IV. Seasonal and Spatial Patterns of Embryonic Development and Hatching Success. **Biological Bulletin**, v. 146, p. 206-216, 1974.

GOODBODY, I. Diversity and distribution of ascidians (Tunicata) at Twin Cays, Belize. **Atoll Research Bulletin**, v. 524, 2004.

GRAHAM, K. R.; SEBENS, K. P. The Distribution of Marine Invertebrate Larvae Near Vertical Surfaces in the Rocky Subtidal Zone. **Ecology**, v. 77, n. 3, p. 933-949, 1996.

GROSHOLZ, E. Ecological and evolutionary consequences of biological invasions. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 17, p. 22-27. 2002.

GUIDE TO BENTHIC FAUNA OF GRAY'S REEF NATIONAL MARINE SANCTUARY. Disponível em: http://www.bio.georgiasouthern.edu/GR_inverts/grlist.html?spp=Aplysinafulva&filaindex=9. Acesso em: 15/10/2007.

HAVENHAND, J. N.; SAVANE, I. Roles of hydrodynamics and larval behaviour in determining spatial aggregation in the tunicate *Ciona intestinalis*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 68, p. 271-276, 1991.

HERNÁNDEZ-ZANUY, A.; GARCÍA-CAGIDE A.; ESQUIVEL, M.; BLANCO, A. Reproducción y desarrollo de *Ecteinascidia turbinata* (Ascidacea: Perophoridae) em Cuba. **Revista de Biología Tropical**, v. 48, p. 193-199, 2000.

HILY, C. Is the activity of benthic suspension feeders a factor controlling water quality in the Bay of Brest? **Marine Ecology Progress Series**, v. 69, p. 179-181, 1991.

HOLMES, N. J. **Aspects of the biology of *Styela clava* Herdman.**
Southampton: Universidade de Southampton. 1968.

HOWES, S.; HERBINGER, C. M.; DARNELL, P.; VERCAEMER, B. Spatial and temporal patterns of recruitment of the tunicate *Ciona intestinalis* on a mussel farm in Nova Scotia, Canada. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 342, p. 85–92, 2007.

INGLIS, G.; GUST, N.; FITRIDGE, I.; FLOERL, O.; WOODS, C.; HAYDEN, P.; FENWICK, G. Port of Auckland Baseline Survey for Non-indigenous Marine Species. **Biosecurity New Zealand Technical Paper**, v. 2005/8. 2006a.

INGLIS, G.; GUST, N.; FITRIDGE, I.; FLOERL, O.; WOODS, C.; HAYDEN, P.; FENWICK, G. Port of Picton Baseline Survey for Non-indigenous Marine Species. **Biosecurity New Zealand Technical Paper**, v. 2005/3 2006b.

INGLIS, G.; GUST, N.; FITRIDGE, I.; FLOERL, O.; WOODS, C.; HAYDEN, P.; FENWICK, G. Port of Gisborne Baseline Survey for Non-indigenous Marine Species. **Biosecurity New Zealand Technical Paper**, v. 2005/11 2006c.

JACKSON, J. B. C. Competition on Marine Hard Substrata: The Adaptive Significance of Solitary and Colonial Strategies. **The American Naturalist**, v. 111, n. 980, p. 743-767, 1977.

JOHANNESSON, K. The paradox of Rockall: why is a brooding gastropod (*Littorina saxatilis*) more widespread than one having a planktonic larval dispesal stage (*L. littorea*)? **Marine Biology**, v. 99, p. 507-513, 1988.

KAUFMANN, K. W.; THOMPSON, R. C. Water Temperature Variation and the meteorological and Hydrographic Environment of Bocas del Toro, Panama. **Caribbean Journal of Science**, v. 41, n. 3, p. 392-413, 2005.

KOTT, P. A new species of *Didemnum* (Ascidacea, Tunicata) from the Atlantic coast of North America. **Zootaxa**, v. 732, p. 1-10, 2004.

KOTT, P. Antarctic Ascidacea. **Antarctic Research Series**, v. 13, p. 1-239, 1969.

KOWALKE, J. Filtration in antarctic ascidians – striking a balance. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 242, p. 233–244 , 1999.

LAMBERT, C. C.; LAMBERT, I. M.; LAMBERT, G. Brooding strategies in solitary ascidians: *Corella* species from north and south temperate waters. **Canadian Journal of Zoology**, v. 73, p. 1666–1671. 1995.

LAMBERT, C. C.; LAMBERT G. Non-indigenous ascidians in southern California harbors and marinas. **Marine Biology**, v. 130, p. 675-688. 1998.

LAMBERT, G. A global overview of ascidian introductions and their possible impact on the endemic fauna. In: SAWADA, H.; YOKOSAWA, H.; LAMBERT, C. C. **The biology of ascidians**. Tokyo: Springer-Verlag, 2001, p. 249-257.

LAMBERT, G. Nonindigenous Ascidians in Tropical Waters. **Pacific Science**, v. 56, n. 3, p. 291–298, 2002.

LAMBERT, C. C.; LAMBERT, G. Persistence and differential distribution of nonindigenous ascidians in harbors of the Southern California Bight. **Marine Ecology Progress Series**, v. 259, p. 145–161, 2003.

LAMBERT, G. The south temperate and Antarctic ascidian *Corella eumyota* reported in two harbours in north-western France. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 84, p. 239-241, 2004.

LAMBERT, C. C. Historical introduction, overview, and reproductive biology of the protochordates. **Canadian Journal of Zoology**, v. 83, p. 1-7. 2005.

LAMBERT, G. Adventures of a sea squirt sleuth: the remarkable story of *Didemnum* sp., a global ascidian invader. In: INTERNATIONAL INVASIVE SEA SQUIRT CONFERENCE, 2. ,2007, Brudenell, **Livro de Resumos**.

LODGE, D. M. Biological invasions: lessons for ecology. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 8, p. 133-137. 1993.

LÓPEZ-LEGENTIL, S.; TURON, X. Lack of genetic variation in mtDNA sequences over the amphiatlantic distribution range of the ascidian *Ecteinascidia turbinata*. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 45, p. 405–408, 2007.

LÓPEZ-LEGENTIL, S.; TURON, X.; PLANES, S. Genetic structure of the star sea squirt, *Botryllus schlosseri*, introduced in southern European harbours. **Molecular Ecology**, v. 15, p. 3957–3967, 2006.

LOTUFO, T. M. C. **Ecologia das ascídias da Baía de Santos (SP): Período Reprodutivo, Crescimento e Aspectos Sucessionais**. 113 f. Disertação (Mestrado em Ecologia). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.

LOTUFO, T. M. C. **Ascidacea (Chordata: Tunicata) do Litoral Tropical Brasileiro**. 184 f. Tese (Doutorado em Ciências, Zoologia), Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

MARSHALL, D. J.; PECHENIK, J. A.; KEOUGH, M. J. Larval activity levels and delayed metamorphosis affect post-larval performance in the colonial ascidian *Diplosoma listerianum*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 246, p. 153–162, 2003.

MASTROTOTARO, F.; BRUNETTI, R. The non-indigenous Aplousobranch ascidian *Distaplia bermudensis* in theMediterranean: comparison with the native

species *Distaplia magnilarva* and *Distaplia lucillae* n. sp. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 86, p. 1181-1185, 2006.

MAYER-PINTO, M.; JUNQUEIRA, A. O. R. Effects of organic pollution on the initial development of fouling communities in a tropical bay, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 46, n. 11, p. 1495-1503, 2003.

McDONALD, J. The invasive pest species *Ciona intestinalis* (Linnaeus, 1767) reported in a harbour in southern western Australia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 49, p. 868–870, 2004.

MILLAR, R. H. The annual growth and reproductive cycle in four ascidians. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 31, p. 41-61, 1952.

MILLAR, R. H. *Ciona*. In: COLMAN, J. S. **L. M. B. C. Memoirs on typical british marine plants and animals**. Liverpool: The University press of Liverpool, v. 35, 1953, p. 04-77.

MILLAR, 1971. The Biology of Ascidians. **Advances in Marine Biology**, v. 09, p. 1-100. 1971.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Informe sobre as espécies exóticas invasoras no Brasil. Subprojeto: Organismos que afetam o ambiente marinho**. No prelo.

MONNIOT, C.; MONNIOT, F. Additions to the inventory of eastern tropical Atlantic ascidians; arrival of cosmopolitan species. **Bulletin of Marine Science**, v. 54, n. 1, p. 71-93, 1994.

MOORE, J. A. Stenothermy and Eurythermy of Animals in Relation to Habitat. **The American Naturalist**, v. 74, n. 751, p. 188-192. 1940.

NAKAUCHI, M. Asexual development of ascidians: its biological significance, diversity, and morphogenesis. **American Zoologist**, v. 22, p. 753–763. 1982.

NARANJO, S. A.; CARBALLO, J. L.; GARCÍA-GOMES, J. C. Effects of environmental stress on ascidian populations in Algeciras Bay (southern Spain). Possible marine bioindicators? **Marine Ecology Progress Series**, v. 144, p. 119-131, 1996.

OLSON, R. R. The Consequences of Short-Distance Larval Dispersal in a Sessile Marine Invertebrate. **Ecology**, v. 66, n. 1, p. 30-39, 1985.

OSMAN, R. W.; WHITLATCH, R. B. The control of the development of a marine benthic community by predation on recruits. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 311, p. 117– 145, 2004.

OSMAN, R. W.; WHITLATCH, R. B. Variation in the ability of *Didemnum* sp. to invade established communities. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 342, p. 40–53, 2007.

PARKER, L. E.; CULLOTY, S.; O'RIORDAN, KELLEHER, B.; STEELE, S.; VAN DER VELDE, G. Preliminary study on the gonad development of the exotic ascidian *Styela clava* in Cork Harbour, Ireland. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 79, p. 1141-1142. 1999.

PIMENTEL, D.; LACH, L.; ZUNIGA, R.; MORRISON D. Environmental and economic costs of non-indigenous species in the United States. **Bioscience**, v. 50, p. 53-65. 2000.

PIMENTEL, D.; ZUNIGA, R.; MORRISON, D. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. **Ecological Economics**, v. 52, p. 273-288. 2005.

PRIMO, C.; VÁZQUEZ, E. Zoogeography of the southern African ascidian fauna. **Journal of Biogeography**, v. 31, p. 1987–2009, 2004.

RAJAGOPAL, S.; NAIR, K. V. K., VAN DER VELDE, G., JENNER, H. A. Seasonal Settlement and Succession of Fouling Communities in Kalpakkam, East Coast of India. **Netherlands Journal of Aquatic Ecology**, v. 30, n. 4, p. 309-325, 1997.

ROBERTS, D. E.; SMITH, A.; AJANI, P.; DAVIS, A. R. Rapid changes in encrusting marine assemblages exposed to anthropogenic point-source pollution: a 'Beyond BACI' approach. **Marine Ecology Progress Series**, v. 163, p. 213-224, 1998.

ROBINSON, T. B.; GRIFFITHS, T. S.; McQUAID, C. D.; RIUS, M. Marine alien species of South Africa — status and impacts. **African Journal of Marine Science**, v. 27, n. 1, p. 297–306, 2005.

ROCHA, R. M. Ascídias Coloniais do Canal de São Sebastião, SP: Aspectos Ecológicos. 133 f. Disertação (Mestrado em Ecologia). Instituto de Biociências, Universidade de Campinas, Campinas, 1988.

ROCHA, R. M.; LOTUFO, T. M. C.; RODRIGUES, S. A. The biology of *Phallusia nigra* Savigny, 1986 (TUNICATA: ASCIDIACEA) in Southern Brazil: spatial distribution and reproductive cycle. **Bulletin of Marine Science**, v. 64, n. 1, p. 77-87, 1999.

ROCHA, R. M.; MORENO, T. R.; METRI, R. Ascídias (Tunicata, Ascidiacea) da Reserva Biológica Marinha do Arvoredo, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 2, p. 461-676, 2005a.

ROCHA, R. M.; FARIA, S. B. Ascídias das Ilhas Currais, Paraná, Brasil: taxonomia e distribuição. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 2, p. 167-186, 2005b.

ROCHA, R. M.; FARIA, S.B.; MORENO, T. R. Ascidiens from Bocas del Toro, Panama. I. Biodiversity. **Caribbean Journal of Science**, v. 41, n. 3, p. 600-612, 2005c.

ROCHA, R. M.; KREMER, L. P. Introduced Ascidiens in Paranaguá Bay, Paraná, southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 1170-1184, 2005d.

ROCHA, R. M.; COSTA, L. V. G. Ascidiens (Urochordata: Ascidiacea) from Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, Brazil. **Iheringia Série Zoologia**, v. 95, n.1, p. 57-64, 2005e.

RUIZ, G. M.; FOFONOFF, P. W.; CARLTON, J. T.; WONHAM, M. J.; HINES, A. H. Invasion of coastal marine communities in North America: Apparent patterns, processes and biases. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 32, p. 305-32. 2000.

RUPPERT, E. E.; BARNES, R. D. **Zoologia dos Invertebrados**. São Paulo: Editora Roca. 1996.

SAKAI, A. K.; ALLENDORF, F. W.; HOLT, J. S.; LODGE, D. M.; MOLOFSKY, J.; WITH, K. A.; BAUGHMAN, S.; CABIN, R. J.; COHEN, J. E.; ELLSTRAND, N. C.; MCCAULEY, D. E.; O'NEIL P.; PARKER, I. M.; THOMPSON J. N.; WELLER S. G. The population biology of invasive species. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 32, p. 305-32. 2001.

SCOFIELD, V.; SCHLUMPBERGER, J.; WEISSMAN, I. Colony specificity in the colonial tunicate *Botryllus* and the origin of vertebrate immunity. **American Zoologist**, v. 22, p. 784–794. 1982.

SIMBERLOFF, D. Impacts of introduced species in the United States. **Consequences: The nature and implications of environmental change**, v. 2, p. 13-22. 1996.

SIMONCINI, M.; MILLER, R. J. Feeding preference of *Strongylocentrotus droebachiensis* (Echinoidea) for a dominant native ascidian, *Aplidium glabrum*, relative to the invasive ascidian *Botrylloides violaceus*. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 342, p. 93–98, 2007.

STACHOWICZ, J. J. BYRNES, J. E. Species diversity, invasion success, and ecosystem functioning: disentangling the influence of resource competition, facilitation, and extrinsic factors. **Marine Ecology Progress Series**, v. 311, p. 251-262. 2006.

STACHOWICZ, J. J.; FRIED, H.; OSMAN, R. W.; WHITLATCH, R. B. Biodiversity, invasion resistance, and marine ecosystem function: Reconciling pattern and process. **Ecology**, v. 83, p. 2575-2590. 2002a.

STACHOWICZ, J. J.; TERWIN, J. R.; WHITLATCH, R. B.; OSMAN, R. W. Linking climate change and biological invasions: ocean warming facilitates

nonindigenous species invasions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 99, p. 15497-15500. 2002b.

STEFANIAK, L.; LAMBERT, G.; GITTENBERGER, A.; ZHANG, H.; LIN, S.; WHITLATCH, R. B. Genetic conspecificity of worldwide populations of the colonial tunicate, *Didemnum* sp. In: INTERNATIONAL INVASIVE SEA SQUIRT CONFERENCE, 2., 2007, Brudenell, **Livro de Resumos**.

STOECKER, D. Relationships Between Chemical Defense and Ecology in Benthic Ascidians. **Marine Ecology Progress Series**, v. 3, p. 57-265, 1980.

SUAREZ, A. V.; tsutsui 2007. **The evolutionary consequences of biological invasions. Molecular Ecology**, No prelo. 2007.

SUGDEN, H.; PANUSCH, R.; LENZ, M.; WAHL, M.; THOMASON, J. C. Temporal variability of disturbances: is this important for diversity and structure of marine fouling assemblages? **Marine Ecology**, v. 28, p. 368–376, 2007.

SVANE, I.; HAVENHAND, J. N. Spawning and dispersal in *Ciona intestinalis*. **Marine Ecology**, v. 14, p. 53–66, 1993.

SVANE, I.; YOUNG, C. M. The ecology and behaviour of ascidian larvae. **Oceanography and Marine Biology Annual Review**, v. 27, p. 45-90, 1989.

SWAMI, B. S.; CHHAPGAR, B. F. Settlement pattern of ascidians in harbour waters of Mumbai, west coast of India. **Indian journal of marine science**, v. 31, n. 3, p. 207-212, 2002.

TARJUELO, I.; TURON, X. Resource allocation in ascidians: reproductive investment vs. other life-history traits. **Invertebrate Biology**, v. 123, n. 2, p. 168-180, 2004.

TATIAN, M.; SAHADE, R. J.; DOUCET, M. E.; ESNAL, G. B. Ascidians (Tunicata, Ascidiacea) of Potter Cove, South Shetland Islands, Antarctica. **Antarctic Science**, v. 10, n. 2, p. 147-152, 1998.

THIYAGARAJAN, V.; QIAN, P.Y. Effect of temperature, salinity and delayed attachment on development of the solitary ascidian *Styela plicata* (Lesueur). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 290, p. 133– 146, 2003.

TORRES LÓPEZ, S.; VARELA, R. A.; DELHEZ, E. Residual Circulation and thermohaline distribution of the Ría de Vigo: a 3-D hydrodynamical model. **Scientia Marina**, v. 65, n. 1, p. 277-289, 2001.

TURON, X.; NISHIKAWA, T.; RIUS, M. Spread of *Microcosmus squamiger* (Ascidiacea: Pyuridae) in the Mediterranean Sea and adjacent waters. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 342, p. 185–188, 2007.

TURON X.; BECERRO, M. A. Growth and survival of several ascidian species from the northwestern Mediterranean. **Marine Ecology Progress Series**, v. 82, p. 235-247, 1992.

TURON, X.; TARJUELO, I.; DURAN, S.; PASCUAL, M. Characterising invasion process with genetic data: an Atlantic clade of *Clavellina lepadiformis* (Asciacea) introduced into Mediterranean harbours. **Hydrobiologia**, v. 503, p. 29-35, 2003.

TYRREL, M. C.; BYERS, J. E. Do artificial substrates favor nonindigenous fouling species over native species? **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 342, p. 54-60. 2007.

VALENTINE, P. C.; CARMAN, M. R.; DIJKSTRA, J.; BLACKWOOD, D. S. Seasonal water temperature cycles and the recruitment of larvae of the colonial ascidian *Didemnum* sp. In New England coastal and offshore waters. In: INTERNATIONAL INVASIVE SEA SQUIRT CONFERENCE, 2., 2007a. Brudenell. **Livro de Resumos**.

VALENTINE, P. C.; COLLIE, J. S.; REID, R. N. Predicting the possible geographic distribution of the colonial ascidian *Didemnum* sp. On the Georges Bank (Gulf of Maine) based on water temperatures required for the development and release of larvae and on substrate availability. In: INTERNATIONAL INVASIVE SEA SQUIRT CONFERENCE, 2., 2007b, Brudenell, **Livro de Resumos**.

VARELA, M. M.; MATOS-PITA, S. S.; RAMIL, F.; RAMOS-ESPLÁ, A. A. New report of the Antarctic ascidian *Corella eumyota* (Tunicata: Asciacea) on the Galician coast (north-west Spain). **JMBA2 - Biodiversity Records**. 2007.

VÁZQUEZ, E.; YOUNG, C. M. Effects of low salinity on metamorphosis in estuarine colonial ascidians. **Invertebrate Biology**, v. 119, n. 4, p. 433-444, 2000.

VITOUSEK, P. M.; D'ANTONIO, C. M.; LOOPE, L. L.; WESTBROOKS, R. Biological invasions as global environmental change. **American Scientist**, v. 84, p. 218-228. 1996.

WASSON, K.; ZABIN, C. J.; BEDINGER, L.; DIAZ, M. C.; PEARSE, J. S. Biological invasions of estuaries without international shipping: the importance of intraregional transport. **Biological Conservation**, v. 102, p. 143-153. 2001.

WATANABE, H.; Taneda, Y. Self and non self recognition in compound ascidians. **American Zoologist**, v. 22, p. 775–782. 1982.

WONHAM, M. J.; CARLTON, J. T.; RUIZ, G. M.; SMITH, L. D. Fish and ships: relating dispersal frequency to success in biological invasions. **Marine Biology**, v. 136, p. 1111-1121. 2000.

YAMAGUCHI, M. Growth and reproductive cycles of the marine fouling ascidians *Ciona intestinalis*, *Styela plicata*, *Botrylloides violaceus* and *Leptoclinum mitsukuri* at Abaratsubo-Moroiso Inlet (Central Japan). **Marine Biology**, v. 29, p. 253-259, 1975.

Tabela 1: Distribuição geográfica

	PNE	ALK	HW	PNW	PW	PS	IND	IW	MV	MED	MN	MB	ANE	ANW	CAR	ASW	ASE	ANT	Referências
Asciidiidae																			
<i>Ascidia sydneiensis</i> Stimpson, 1855			I		X	I	I	I					I	I		I			1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 46
<i>Ascidella aspersa</i> Müller, 1776						I	I			I	X	X	X	I			I		2, 8, 9, 10, 11, 4, 12
<i>Phallusia nigra</i> Savigny, 1816			I						I	I				X	X	X			13, 14, 15, 16, 17, 7
Cionidae																			
<i>Ciona intestinalis</i> Linnaeus, 1767	I			I		I				I	X	X		X		I	I		18, 19, 9, 20, 21, 22, 46
Corellidae																			
<i>Corella eumyota</i> Traustedt, 1882						X							I			X	X	X	23, 24, 25
Perophoridae																			
<i>Ecteinascidia turbinata</i> Herdmann, 1880										I				X					14, 26,
Clavelinidae																			
<i>Clavelina lepadiformis</i> Müller, 1776										X	X		X			I			2, 27
<i>Clavelina oblonga</i> Herdmann, 1880													I	X		X			18, 28
Holozoidae																			
<i>Distaplia bermudensis</i> Van Name, 1902										I				X		X			14, 18, 29
Didemnidae																			
<i>Didemnum</i> sp. A	I			I	X	X							I	I					30, 31
<i>Didemnum perlucidum</i> Monniot, 1983			I												X	X			18, 17, 7
<i>Diplosoma listerianum</i> Milne-Edwards, 1841	X		X	X	X	X				X	X	X	X	X	X	X	X		18, 3, 14, 17, 7, 5
Styelidae																			
<i>Botrylloides violaceus</i> Saito, 1981	I	I		X						I			I	I					32, 25, 17, 33, 21, 22

Tabela 1: continuação

	PNE	ALK	HW	PNW	PW	PS	IND	IW	MV	MED	MN	MB	ANE	ANW	CAR	ASW	ASE	ANT	Ref
<i>Botryllus leachii</i> Savigny, 1816						X				X			X						34, 35, 36
<i>Botrylloides nigrum</i> Herdman, 1886					X			I						X	X	X			18, 37, 6
<i>Botryllus schlosseri</i> Pallas, 1766	X	I				X		I		I	X	X	X	I	I	I			38, 2, 14, 3, 17, 39, 4
<i>Styela clava</i> Herdman, 1822	I			X		I						I	I	I					22, 17, 36, 43, 44
<i>Styela plicata</i> Leseur, 1823	X			X		X		X		X				X	X	I			21, 22, 45, 46
Pyuridae																			
<i>Microcosmus exasperatus</i> Heller, 1878			I		I			I	I	I			I	X	X	X			1, 2, 14, 4, 40, 7

Legenda: Status: X: Espécie nativa ou criptogênica na região, I: Espécie introduzida na região. **Localidades:** PNE: Pacífico Norte Oriental, ALK: Alaska, HW: Havaí, PNW: Pacífico Norte Ocidental, PW: Pacífico Oeste, PS: Pacífico Sul, IND: Oceano Índico, IW: Índico Ocidental, MV: Mar Vermelho, MED: Mediterrâneo, MN: Mar do Norte, MB: Mar Báltico, ANE: Atlântico Norte Oriental, ANW: Atlântico Norte Ocidental, CAR: Caribe, ASW: Atlântico Sul Ocidental, ASE: Atlântico Sul Oriental, ANT: Antártica, GM: Golfo do México. **Referências:** 1: ROCHA 2005a, 2: PRIMO 2004, 3: FARIA 2006, 4: KOTT 2005, 5: SWAMI 2002, 6: LAMBERT 2002, 7: COLES 2002, 8: OSMAN 2007, 9: MILLAR 1952, 10: NARANJO 1996, 11: RAJAGOPAL 1997, 12: INGLIS 2006, 13: ROCHA 2005b, 14: ROCHA 2005c 15: GOODBODY 1962, 16: ÇINAR 2006, 17: LAMBERT 2001, 18: ROCHA 2005d, 19: ROBINSON 2005, 20: McDONALD 2004, 21: YAMAGUCHI 1975, 22: LAMBERT 2003, 23: LAMBERT 2004, 24: VARELA 2007, 25: ARENAS 2006, 26: LÓPEZ-LEGENTIL&TURON 2007, 27: TURON 2003, 28: CARDIGOS 2006, 29: MASTROTOTARO & BRUNETTI 2006, 30: BULLARD 2007, 31: LAMBERT 2007, 32: AGIUS 2007, 33: AMOS 2004, 34: SUGDEN 2007, 35: BRUNETTI 1980, 36: HEWITT 2007, 37: MORGAN 1977, 38: LOTUFO 2002, 39: BRUNETTI 1984, 40: TURON 2007, 41: DYBERN 1967, 42: SVANE 1993, 43: DAVIS 2007a, 44: DAVIS 2007b, 45: BARROS 2007, 46: MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE 2005

