

Regional Activity Centre For Specially Protected Areas
(RAC/SPA)
Boulevard du Leader Yasser Arafat
B.P.337 - 1080 Tunis CEDEX - TUNISIA
e-mail: car-asp@rac-spa.org

Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées
(CAR/ASP)
Boulevard du Leader Yasser Arafat
B.P.337 - 1080 Tunis CEDEX - TUNISIE
e-mail: car-asp@rac-spa.org



GUIDE FOR RISK ANALYSIS ASSESSING THE IMPACTS OF THE INTRODUCTION OF NON-INDIGENOUS SPECIES

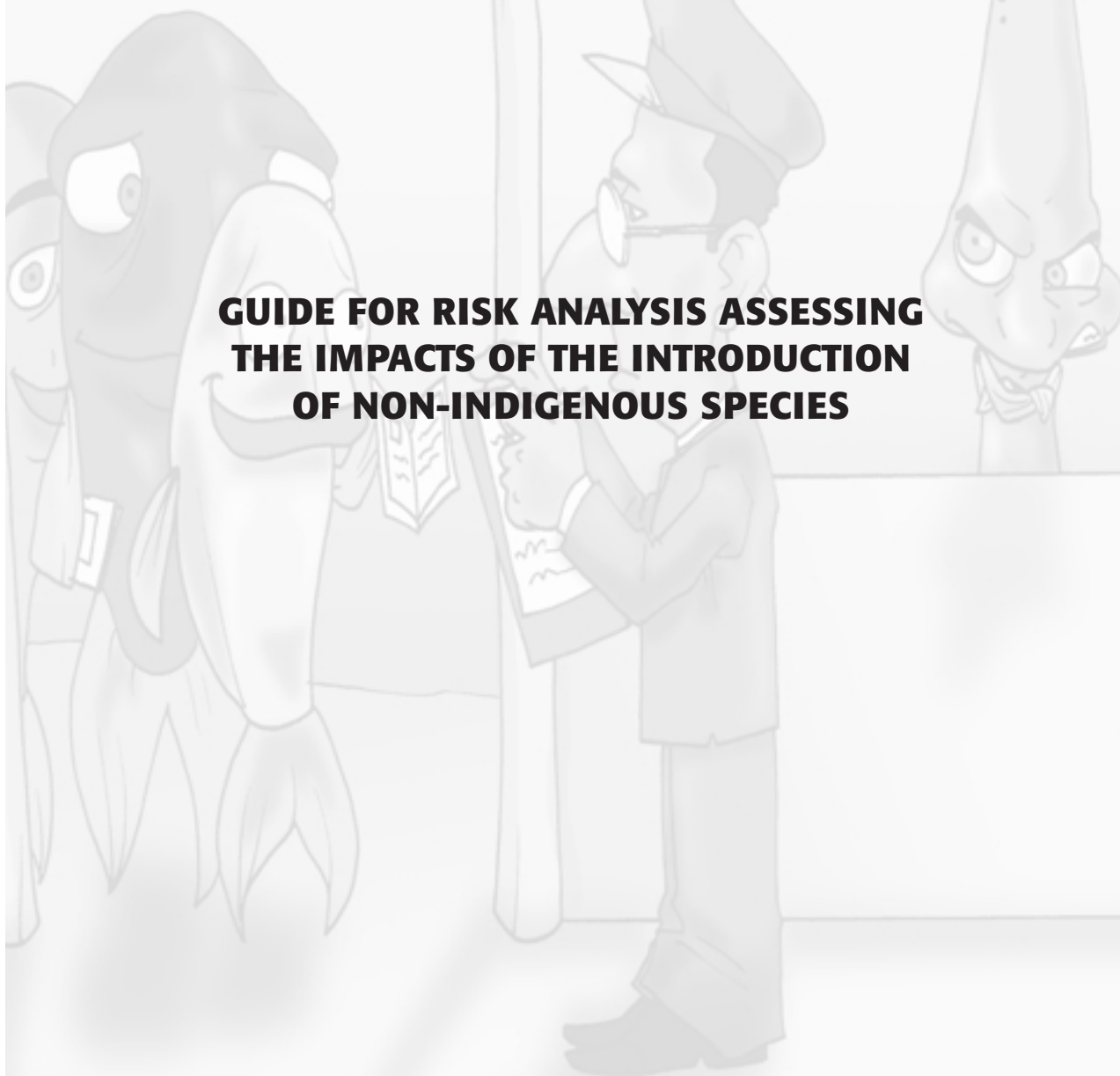
GUIDE POUR L'ANALYSE DES RISQUES ET L'ÉVALUATION DES IMPACTS DES INTRODUCTIONS D'ESPÈCES NON-INDIGÈNES

ARRIVAL
Mediterranean
Sea



ARRIVAL
Mediterranean
Sea

**GUIDE FOR RISK ANALYSIS ASSESSING
THE IMPACTS OF THE INTRODUCTION
OF NON-INDIGENOUS SPECIES**



Note: The designations employed and the presentation of the material in this document do not imply the expression of any opinion whatsoever on the part of UNEP concerning the legal status of any State, Territory, city or area, or of its authorities, or concerning the delimitation of their frontiers or boundaries.

© 2008 United Nations Environment Programme
Mediterranean Action Plan
Regional Activity Centre for Specially Protected Areas (RAC/SPA)
Boulevard du Leader Yasser Arafat
B.P.337 – 1080 Tunis cedex – TUNISIA
E-mail: car-asp@rac-spa.org

This publication may be reproduced in whole or in part and in any form for educational or non-profit purposes without special permission from the copyright holder, provided acknowledgement of the source is made. UNEP/MAP-RAC/SPA would appreciate receiving a copy of any publication that uses this publication as a source.

No use of this publication may be made for resale or for any other commercial purpose whatsoever without permission in writing from UNEP/MAP-RAC/SPA.

For bibliographic purposes this volume may be referred as:

UNEP/MAP-RAC/SPA. 2008. Guide for Risk Analysis assessing the Impacts of the Introduction of Non-indigenous Species. Ed. RAC/SPA, Tunis. 30 pp.

This document should not be considered
as an official United Nations document.



CONTENTS

1.0 Introduction.....	5
2.0 Types of risk assessments.....	9
2.1 Species Level Risk Assessment.....	9
2.1.1 Examples.....	9
2.2 Vector Based Risk Assessment.....	12
2.2.1 Examples.....	13
2.3 Pathway Risk Assessment.....	17
2.3.1 Examples.....	17
3.0 Definitions.....	18
References.....	19
Appendix A: Generic Example of Consequence Matrices for Alien Species.....	20
Appendix B: Organism Impact Assessment (OIA) – Valuation.....	31
Appendix C: Organism Impact Assessment – Deriving Value and Consequence.....	34



Guide for risk analysis assessing the impacts of the introduction of non-indigenous species

1.0 Introduction

Our ability to manage the variety of human induced stresses in the marine environment is hampered by limited resources, a lack of fundamental knowledge and the absence of appropriate tools. This is particularly true when faced with alien species. Because of this lack of resource and data, **risk assessment (RA)** is frequently used by decision makers and management to direct actions with regards to alien.

This proposed draft guide to risk analysis draws upon information from published papers (Hewitt *et al.* 2006; Campbell and Gallagher, 2007; Campbell and Hewitt *in prep.*), Australian, New Zealand, and Chilean government guidelines (Kahn *et al.* 1999; Anon 2005; Campbell 2005a, b, c; Hewitt and Campbell 2005), the ICES Code of Practice for the Introduction and Transfers of Marine Organisms (2004), and the draft IMO Guideline (G7).

In simple terms, risk assessment is used to determine the likelihood that an event may occur and what the consequences of such an event will be. Risk analysis is a component of a risk framework that identifies and assesses the risk. A risk management framework operates by establishing the context (i.e., alien species in a region; **hazard analysis**); identifying the risk, hazards and effects (i.e., impacts on **core values**); assessing the risks (analyse and evaluate the risks); and treating the risk(s) (i.e., if warranted; **incursion** response activity, **mitigation**) (e.g., Australian Risk Management Guidelines; Standards Australia 2000, 2004). A measure of risk is derived by multiplying likelihood by consequence. This process is summarised in Figure 1. Hazard analysis determines the actions, events, substances, environmental conditions, or species that could result in an undesired event. Alien species, vectors or transport pathways are all examples of hazards.

Before undertaking a risk analysis the risk endpoint must be determined. Endpoint selection will determine what type of null hypothesis is tested during the risk analysis. With alien species risk assessments, the endpoint's tend to be either: a) quarantine related – where the species has arrived and therefore barrier control has been breached resulting in a quarantine failure; or b) impact driven – where the risk assessment examines the effect/impact/harm the alien species will have as the basis of decision making. If a barrier control stance is taken, then all alien species consequences are classified as “significant” and the likelihood must be determined to derive risk. The ballast water convention approaches alien marine species from a quarantine stance, which tends to blanket all alien species as causing significant consequences when in reality this may not be the case if assessed against all core values. If the assessment is impact driven, then both the likelihood of arrival and the impact of the arrival (consequence) must be determined to derive risk. An impact approach is typically followed when determining if an incursion and its likely spread can or should be eradicated or managed. If a species is seen as causing negligible to low risk then it is likely to be monitored but no further action taken.



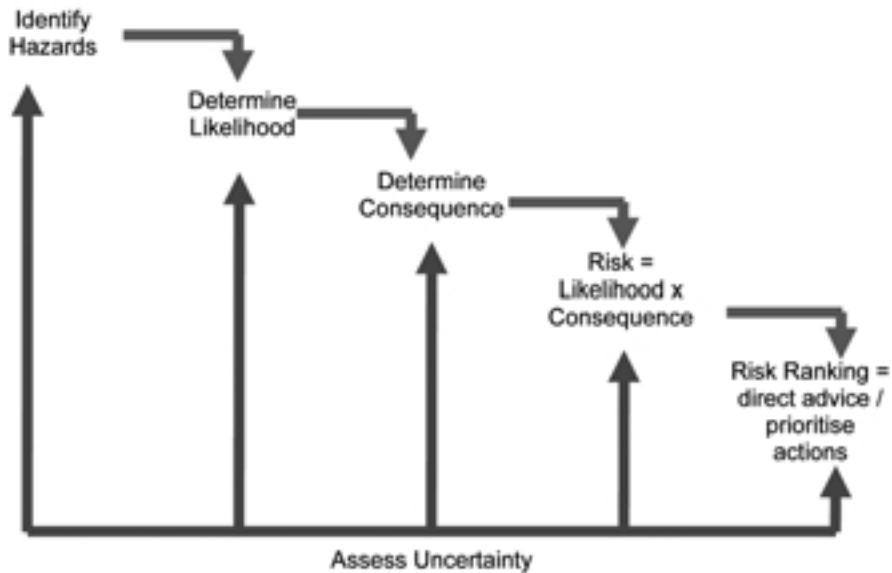


Figure 1. Risk process

To aid management in prioritising action in relation to an alien species import request or alien species incursion, the real and perceived impacts this species will have is examined against the regional core values (environment, economic, social, and cultural) in the import/incursion region and other potential regions that may be capable of sustaining the alien species. Using core values, places management action into a context of being able to objectively assess alien species across environmental and socio-political issues. The core values are:

- **Environment** – everything from the biological to physical characteristics of an ecosystem being assessed, excluding extractive (economic) use and aesthetic value. Examples include floral and faunal biodiversity, habitat, rare, endangered and protected species and marine protected areas.
- **Economics** – components within an ecosystem that provide a current or potential economic gain or loss. Examples include the infrastructure associated with ports, marinas and shipping channels, moorings and allocated mariculture and fisheries areas.
- **Social** – the values placed on a location in relation to human use for pleasure, aesthetic, generational values. This value may also include human health. Examples include tourism, family outings, learning and aesthetics.
- **Cultural** – those aspects of the marine environment that represent an iconic or spiritual value, including those that create a sense of local, regional or national identity.

Each core value consists of a variety of different subcomponents that will differ both spatially and temporally. A risk assessment can occur at the level of the core value or at the level of the core-value subcomponents. A risk analysis of the impact an alien species may have on the four core values can be determined through a six step process, as outlined in Figure 1:

Step 1: Identify Hazard(s)

Identify the species (species RA), vector (species or vector RA), transport mechanism (species or vector RA), or node (pathway RA, environmental matching) that poses the risk. These hazards may act synergistically and hence more than one type of risk of assessment may be applicable to the hazard. Several methods have been used to identify the potential hazards in preparation for qualitative or quantitative evaluations of risk. These include the collation of expert 'heuristics' (via a Delphi process), the use of hazard and operability analyses and the use of fault tree analyses.

Step 2: Determine Likelihood

Likelihood is typically described as the probability of an event (impact or incursion) occurring, ranging from rare events to likely or frequent events. Table 1 illustrates the matrix used to determine likelihood. If the event is an intentional introduction then derivations of likelihood is straightforward. If the event is unintentional then likelihood is determined based on best available information. For example, if the alien species already exists within a bioprovince then it is likely that it can exist within all areas of that bioprovince.

Table 1. Likelihood.

Descriptor	Description	Percentage
Rare	Event will only occur in exceptional circumstances	<5%
Unlikely	Event could occur but not expected	25%
Possible	Event could occur	50%
Likely	Event will probably occur in most circumstances	75%
Almost Certain	Event is expected to occur in most circumstances	>95%

Step 3: Determine Consequence (degree of impact/change an alien species will have)

Consequence measures the impact an alien species may have on the regional core values. Consequence can be derived by measuring the change in value from a pre- and post impacted system. Consequence matrices (examples are provided in Appendix A) are used to assess the change because each core value may react differently to change. For example, a 10% change (down turn) in the economy may have catastrophic impacts upon the impacted industry, region or country (E. Gonzalez *pers. comm.*). Yet, a 10% alteration in biodiversity may not be discernible from fluctuations in natural variation (e.g., Harwood and Stokes 2003). Therefore, it is important to assess change against consequence matrices that are specifically developed for each core value. The consequence matrices provide multiple examples of varying levels of impact (change), not all of which are required for that level to be considered relevant. Although monetary units are often used to measure change in value (because they are easily understood and facilitate comparison) this does not have to be the unit of measure; semi-quantitative categorical ranking (low, medium, high value) is also possible.

Step 4: Determine Risk

A measure of risk is derived by multiplying likelihood by consequence. A risk matrix is used to determine the level of risk (Table 2). Thus, for example, if the likelihood of a *Mytilopsis sallei* (black striped mussel) incursion within the Mediterranean is rare, and the consequence of such an incursion is major, then the level of risk is moderate.



The use of a risk measure is an established and valid method to represent risk posed by alien species (e.g., Kahn *et al.* 1999; Hewitt and Hayes 2003). A risk assessment is incomplete unless a measure of risk is calculated. Standard methods for calculating risk exist and are typically used (e.g., Fletcher *et al.* 2001; Aven 2003).

Table 2. Risk Matrix. N = negligible; L = low, M = moderate; H = high; E = extreme

Likelihood	Consequence				
	Insignificant	Minor	Moderate	Major	Significant
Rare	N	L	L	M	M
Unlikely	N	L	M	H	H
Possible	N	L	H	H	E
Likely	N	M	H	E	E
Almost certain	N	M	E	E	E

Step 5: Determine Risk Ranking

Once a level of risk is determined management (including scientific) recommendations can be made. Recommendations may include taking no action, halting imports, use of quarantine, implementation of vector cleaning (hull fouling), use of biocontrol etc. Risk ranking should assess analysis of social and political needs, resulting in pragmatic action(s) being developed. National and international obligations play an important part in this step.

Step 6: Assess Uncertainty

This step occurs throughout the risk assessment process. Regardless of the method used, evaluations will have uncertainty surrounding the outcomes. This can be due either to measurement error or real variability in the assessment. Uncertainty exists because there is natural and stochastic variation in our environments that are difficult to capture, and humans have an incomplete understanding of the biological, physical and anthropogenic systems. This is understandable as ecosystems are highly complex and interconnected varying both spatially and temporally. It is often impossible to predict ecosystem dynamics (see Burgman *et al.* 1993; Harwood and Stokes 2003). Uncertainty also occurs when regarding acceptance criteria – what is an acceptable level of risk? Acceptable level of risk needs to be determined on a regional or country basis and will invariably draw upon high value regions, species and activities that need to be protected both temporally and spatially.

When attempting to determine impacts upon an ecosystem two approaches are often used. Both approaches identify aspects that make up an ecosystem and then assess impacts to these aspects. The first approach uses quantitative analysis to identify the direct impacts either through empirical or manipulative experiments. This approach provides accurate data yet it has serious weaknesses: it would take multiple years, cost several million dollars and the ethical limitations associated with the use of alien species for manipulative experiments may result in limited power to discern impact. Uncertainty within this approach can be tackled through HAZOP analysis, monitoring and sensitivity analyses to improve knowledge (e.g., Hayes and Hewitt 1998).

The second approach is to determine the value of a core value and the change in value when impacted by an alien species in a semi-quantitative fashion by exploring stakeholder and expert opinions and beliefs (**Delphi approach**). Delphic evaluations attempt to differentiate these uncertainty sources by increasing the sample size from which opinions are derived (number of experts), identifying to the best of the assessor's ability the best experts, and by using multiple questions to examine consistency in opinions. Different participants will have different levels of understanding, knowledge and perceptions; therefore how they value a core value and how they assess impact will vary. To capture this, the range of likelihood and/or consequence as perceived by the focus group participants is presented, with the variability used to represent uncertainty. A narrow range of views illustrates less uncertainty, while a greater range represents more uncertainty.

2.0 Types of Risk Assessment

The following pages identify and provide an overview of existing risk assessment approaches, outlining explicit research needs for each risk assessment type. Examples of where these types of risk assessment are being successfully applied on an international and regional basis are provided. There are three approaches outlined:

- **Species level risk assessments** that may be applied to intentional and unintentional introductions or translocations to help identify high risk alien species;
- **Vector based risk assessments** that allow for the differentiation within a vector of high risk items (e.g. vessels, pieces of gear, farms) or activities to aid management outcomes; and
- **Pathway level risk assessments** that allow for a cross comparison between different vectors or between different “nodes” such as ports and marinas.

2.1 Species Level Risk Assessment

Risk assessment can be applied to a variety of circumstances such as species level risk assessment for intentional introductions, or post-hoc analyses after an incursion (unintentional) has been detected (e.g., Organism Impact Assessments, Import Health Standards, ICES Code of Practice).

To undertake a species risk assessment the following information is vital:

- **propagule pressure:** that is the amount of biological material arriving into a specific location (e.g. country, state, region, port);
- the number of sites of release for the species;
- the number of introduction events; and
- to a lesser extent, the environmental tolerances of a species native distribution compared to the region being assessed (e.g., Mediterranean or node).

2.1.1 Examples

The ICES Code of Practice for the Introduction and Transfers of Marine Organisms (2004) is an example of a procedural methodology that incorporates the risk assessment and decision making process for intentional introductions. The ICES Code evaluates on the basis of individual planned species movements, with the intent to identify whether the target species is likely to cause harm, and whether any associated species living in, on, or with the target are likely to cause harm, including parasites, disease agents, and human pathogens. The ICES Code is a useful tool for intentional introductions.

Three common methods employed to assess a species risk in both intentional and unintentional situations the development of Import Health Standards (for intentional importation of species) and Organism Impact Assessments (OIA; for post-hoc assessments of incursions; Campbell 2005a), and the development of a next pest list (Hewitt and Hayes 2001; Hayes and Sliwa 2003).

Next Pest Lists: Identification of species of concern is a difficult and often controversial task. Nonetheless, several countries have adopted a target species approach to marine biosecurity (e.g. Australia, New Zealand). This approach generates target species that are “black-listed” and hence are unable to be imported into a country (through import health standards) unless an exemption is granted, or the species are identified as “unwanted organisms”.

Development of next species lists rely on evaluating species against set-criteria. The criteria provide an explicit, transparent and non-discriminatory method for evaluating and identifying potential species hazards. One possible set of criteria (based on hull fouling and ballast water) are:

- The species has been reported in a shipping vector or has a ship-mediated history; AND
- The vector still exists; AND
- The species has been responsible for environmental and/or economic harms; AND
- The species is introduced to [country/region] or present in [country/region] but subject to official control (i.e., listed, restricted or otherwise legislated by an authorised national authority) (Hewitt and Hayes 2001).

Organism Impact Assessments: An organism impact assessment (OIA) evaluates species risk using an endpoint of impact: does or will the introduction of the species cause an impact on the core values (environment, economic, social, cultural). OIA's are used to evaluate unintentional incursions of alien species (e.g., Campbell 2005a). This method uses heuristic knowledge drawn from the literature and from expert panels/technical advisory groups and is similar to a ‘relative risk assessment’ (see Roberts *et al.* 2002). If there is a paucity of published, empirical scientific data on the impacts of a particular alien species a Delphi approach is adopted. The delphic approach utilises a number of focus groups from different regions, with focus group membership drawn from a range of stakeholder interest, thus representing a wide range of community perceptions. A delphic approach creates a statistical population of beliefs that captures a wide range of community opinions with the central tendency (average) being the perceived risk. Thus, the focus groups aim to assess perceived value of a recipient area and then assess the perceived impacts to this value if an alien species incursion occurs in that region. The data collected from these focus groups is then analysed and a risk assessment of the alien species impact on the four core values is determined. The OIA is undertaken in a five-six step process:

• Identify the Hazard

o Identify Core Value Subcomponents: Each core value consists of a number of subcomponents that are broad ranging and will differ with perceptions between stakeholders. Subcomponents will also vary spatially (from region to region) and temporally (through time). Examples of core value subcomponents for the environment include habitat, protected species, biodiversity etc; for economics port infrastructure, marinas and shipping channels, fisheries; for social human health, tourism, aesthetics; and cultural spirituality, local, regional, national identity, iconic landmarks. Because of the variation in subcomponents, it is important to update risk assessments regularly.

o Value Identified Subcomponents: Using contingent valuing, a dollar value or a semi-quantitative categorical ranking (low, medium, high value) associated with each core value and/or its subcomponents are assigned. Appendix B provides a brief description of valuation and its assertion; focussing on contingent valuation methods (CVM).

- **Determine Likelihood:** Likelihood is typically described as the probability of an event occurring, ranging from rare events to likely or frequent events.

- **Determine Consequence (degree of impact the alien species will have on each subcomponent):**

o Consequence, measures the impact the alien species may have on the core values. It is assessed by determining the change in the value of a recipient region with the alien species (see example in Appendix C), then measuring this change against a number of consequence matrices. Thus, consequence is derived by measuring the change in value from a pre- to a post impacted system. The consequence matrices provide multiple examples of varying levels of impact, not all of which are required for that level to be considered relevant. Consequences can be assessed in dollar values or by a semi-quantitative categorical ranking (see Appendix B).

- **Determine Risk:**

o A measure of risk is then derived by multiplying likelihood by consequence (Table 2).

- **Assess Uncertainty:**

Regardless of the method used, evaluations will have uncertainty surrounding the outcomes. This can be due to measurement error or real variability in the assessment. Delphic evaluations attempt to differentiate these uncertainty sources by increasing the sample size from which opinions are derived (number of experts), identifying to the best of the assessor's ability the best experts, and by using multiple questions to examine consistency in opinions. Different participants will have different levels of understanding, knowledge and perceptions, therefore how they value a core value (or subcomponents) and how they assess impact will vary. To capture this, the range of likelihood and/or consequence as perceived by the focus group participants is presented, with the variability used to represent uncertainty. A narrow range of views illustrates less uncertainty, while a greater range represents more uncertainty.

To a certain extent an OIA is subjective and imprecise; however it does have strong inherent advantages such as: the ability to produce a result when empirical data is insufficient or lacking; stakeholder input across a range of regions leading to high stakeholder understanding and buy-in; transparency and education (data on alien species and effects is provided to stakeholders); and stakeholder participation by providing perceived risk.

Import Health Standards (IHS): IHS's are legislative procedural documents that are established to ensure that internationally agreed standard of quarantine and scientific evaluation are met to reduce the unwarranted restrictions of trade when importing goods. In this context, an Import Health Standard (IHS) is used to assess risk associated with intentional introductions of species (Anon 2005). Because the species being imported is intentional, then the likelihood is assessed as 'almost likely', with the consequences of such an incursion being assessed. IHS are similar to the ICES Code of Practice, combining both risk assessment and the decision making process for intentional introductions.

When a request for an importation of a species (native and alien) is received, it initiates a series of steps that lead to both risk analyses and risk assessment being undertaken. The risk assessment end point is to assess what impact this species will have on the core values of the recipient region. Most IHS assessments are species-specific; assessing the individual species and its possible associated species, however some are vector based (see later). For example, a request to import adult oysters for aquaculture purposes would involve a

risk analysis of the oyster species itself, and risk analyses of all possible epi- and endo-biont associated species known from the donor region. This would then involve overlaying the risk analysis outcomes with social, economic and cultural imperatives to provide a risk assessment. Both positive and negative impacts are assessed in the risk assessment process. Typically, low to negligible risk species are granted approval for importation, with moderate to extreme risk species being rejected. However, moderate to extreme risk species can be granted importation approval (though exemption) if quarantine/containment standards are applied, met, monitored and reported upon.

The outcome of the IHS and its associated analyses is a list of species ('white' list) that is appended to the IHS document. The white list contains negligible to low risk species that have been assessed and approved for importation. Once added to the white list a species is granted future importation approval, which allows the rigour of the risk analysis, risk assessment and importation process to be bypassed. Hence, the white list becomes the first reference point for an IHS analysis when new import/export requests are made: allowing decision makers to short-circuit the process and grant exemptions without undergoing the full IHS process. To be effective the IHS document and its associated white list of exempted species need to be regularly re-evaluated, especially when new information becomes available. Two examples of IHS documents are the Australian Import Risk Analysis for Live Ornamental Finfish (Kahn *et al.* 1999) and the New Zealand Import Health Standard for the Importation Into New Zealand of Ornamental Fish and Marine Invertebrates from All Countries (Anon 2005).

2.2 Vector Based Risk Assessment

Vector based risk assessments identify which shipments or potential incursions are more risky than others (e.g., ballast water risk assessment undertaken in Australia). There are a large number of vectors that are known to be responsible for the transfer of marine alien species. Typically, the examples of ballast water and associated sediments, hull fouling and mariculture (aquaculture) have been concentrated upon.

The most widely established vector based risk assessments have been applied to the management of ballast water and sediments. These assessments have been performed by a number of countries and organisations, and have been based on two primary types of assessment: **environmental matching** where two environments are compared for similarity (or dissimilarity) across a range of environmental variables believed to have ecological significance; and **species based assessments** where a chain-of-events model is used to determine the likelihood of a species arriving and establishing in the receiving environment. Both types of vector based risk assessments can be applied at varying geographic scales, such as at the bioprovince (such as the Mediterranean) down to smaller regions (e.g. nation, state, marine protected area).

Environmental matching typically evaluates similarity in a statistical sense, with no biological determinant of the cut-off between similar and dissimilar. Similarly, the selection of environmental parameters for evaluation is rarely based on species' requirements for survival, but instead are readily accessible environmental characteristics of the **donor** and **recipient regions**. As a result, while environmental matching assessments have a reduced data requirement, they typically result in less conservative outcomes with greater likelihood of Type I error (finding a difference where none exists resulting in an erroneous low risk).

In contrast, species based risk assessments rely on detailed knowledge of the species' distributions, reproductive periodicity, physiological constraints and environmental preferences. Species level risk assessments have a high data requirement, and typically result in overly conservative outcomes with greater likelihood of Type II error (finding no difference where one exists resulting in an erroneous high risk).

The International Convention on the Management and Control of Ships Ballast Water and Sediments has identified a Risk Assessment Guideline (G7) that will underpin the ability of a State to grant exemptions from the obligations of the Convention. The current formulation of G7 (to be debated at MEPC 55) develops a framework in which both environmental matching and species based assessments are used.

Environmental matching risk assessments should be used only in circumstances where the environments are at biological extremes, such as between wholly freshwater and wholly marine environments. In these circumstances, those species that can survive at both extremes (such as **catadromous** and **anadromous** species) should be individually assessed.

In contrast, species based assessments should only be used within a single bioprovince (such as the Mediterranean) where the assumption that the majority of native species are shared. In these circumstances, the unknown species can be assumed to be native reducing the number of species assessments required. For donor ports, alien species known to cause harm should be assessed for the ability to establish and cause harm in the recipient port (and adjacent localities). Harm should be assessed according to specific impact on core values and resources. Species based assessments need to be reviewed regularly because newly available information may alter the risk analysis outcomes.

2.2.1 Examples

The development of import health standards (IHS) such as the New Zealand Import Health Standard for the Importation of Ballast Water (Biosecurity New Zealand), and the Chilean Aquaculture Species Import Process are examples of risk analyses that evaluate vector risks.

Import Health Standards: As previously stated; IHS's are legislative procedural documents that are established to ensure that internationally agreed standard of quarantine and scientific evaluation are met to reduce the unwarranted restrictions of trade. They combine both risk assessment and the decision making process to assess intentional introductions (like the ICES Code of Practice). They work by investigating the validity and risk posed by all requests to import a species (and its possible associated species) or a vector. When undertaking an IHS style assessments the likelihood of the species or vector arriving is considered to be 'almost certain', with the consequence (impact) of the species or vector being investigated. Typically, IHS applies to species however there are specific IHS's that apply to vectors. These vectors include ballast water, fishing equipment, marine rock (including live rock from the aquarium trade), imported recreational vessels, ropes and anchors. Vector based IHS's are used for regulatory purposes and when the consequence has been demonstrated. They provide action to mitigate the likelihood by providing information such as where ballast water exchange can occur, quarantine, cleaning and dumping standards, etc. Such IHS's follow the same procedures as stated previously with the exception that the emphasis of the analysis is placed on the vector itself, not upon a species. A current example of a vector IHS is the ballast water exchange at sea requirement.

Aquaculture Species Import Model: Mariculture and aquaculture are growing global industries that are attempting to address the problem of expanding populations and decreasing fish stocks. A number of regions have decided that food security can be improved by utilising alien marine species to either: a) aid in providing food to the regions population, or b) aid in providing an export product that is highly valued elsewhere and therefore marketable. Both of these reasons have merit, with the ethical use of alien marine species needing to be considered against the social and economic security that such a use may provide. Few models exist that specifically target alien species importation for aquaculture/mariculture purposes. The following model is one that has been adopted in Chile, South America, and has operated reasonably successfully (Campbell 2005b; Campbell and Hewitt 2005; Hewitt *et al.* 2006).



The model is initiated when a request to import a non-indigenous species or non-indigenous genome occurs. The request is made using standardised templates, thus allowing a transparent assessment process. At a minimum, the request should include information that allows the decision makers to determine:

- Species:
 - o The species and associated species involved in the request;
 - o Known impacts of the target species has had elsewhere, if any;
 - o What the species will be used for;
 - o Can a local species be used instead;
 - o Will this species require the importation of a specific food source that is also alien (e.g., certain abalone grow better with *Macrocystis* sp as a food source);
- Export Facilities:
 - o Where is the importation from (bioprovince, water temperature, salinity, disease information);
 - o Certification and quarantine procedures followed by the exporting region;
 - o How the importation will occur (specify whether it is importation of larvae, eggs, juveniles, adults; what measures will be taken to reduce fouling of adults; what practices are used to detect disease);
 - o Are the imported stock from wild stocks, mariculture/aquaculture facilities;
 - o Are the imported stock genetically modified or been fed with genetically modified food source;
- Import Facility:
 - o Who is making the request (person, company, local, regional, national, international);
 - o The containment and quarantine procedures that will be followed (if these need to be established, how will they be peer reviewed);
 - o Does the facility meet regional/national/international certification;
 - o Information about the recipient aquaculture facility (is it an open or closed facility; filtration systems used; does translocation of species between facilities occur);
 - o Is there any likely release of material into the marine environment;
 - o What emergency containment procedures exist;
 - o What contingencies exist for disease outbreak containment within the facility;
 - o Are there any requirements for the transfer of species between facilities within the country (e.g., establishing a brood stock facility);
 - o The proximity of the facility to high value areas, specifically those protected by national or international obligations;
- Monitoring
 - o What type of environmental health monitoring will be established;
 - o What type of environmental monitoring will occur;
 - o What is the frequency of monitoring;
 - o Is the monitoring peer reviewed and provided to a statutory body for assessment; and
 - o What provisions (contingency measures) exist if an accidental release of the alien species occurs.

It is the role of the decision makers to undertake a risk analysis and risk assessment. To be efficacious the risk process needs to define what impacts are unacceptable, what methods will be used for the risk assessments, set an acceptable level of risk, establish a scientific overview and review committee and develop contingency/action plans or guidelines to deal with the accidental release of a non-indigenous species (Figure 2). The core values (and/or the subcomponents) that the decision makers are attempting to protect and manage must be identified a priori. This can occur through a simple evaluation of national and international obligations (e.g., CBD), or it can be as complex as evaluations of individual subcomponents of the core values. In order to have a consistent process it's ideal to identify the core values a priori, instead of identifying core values with each solicitation.

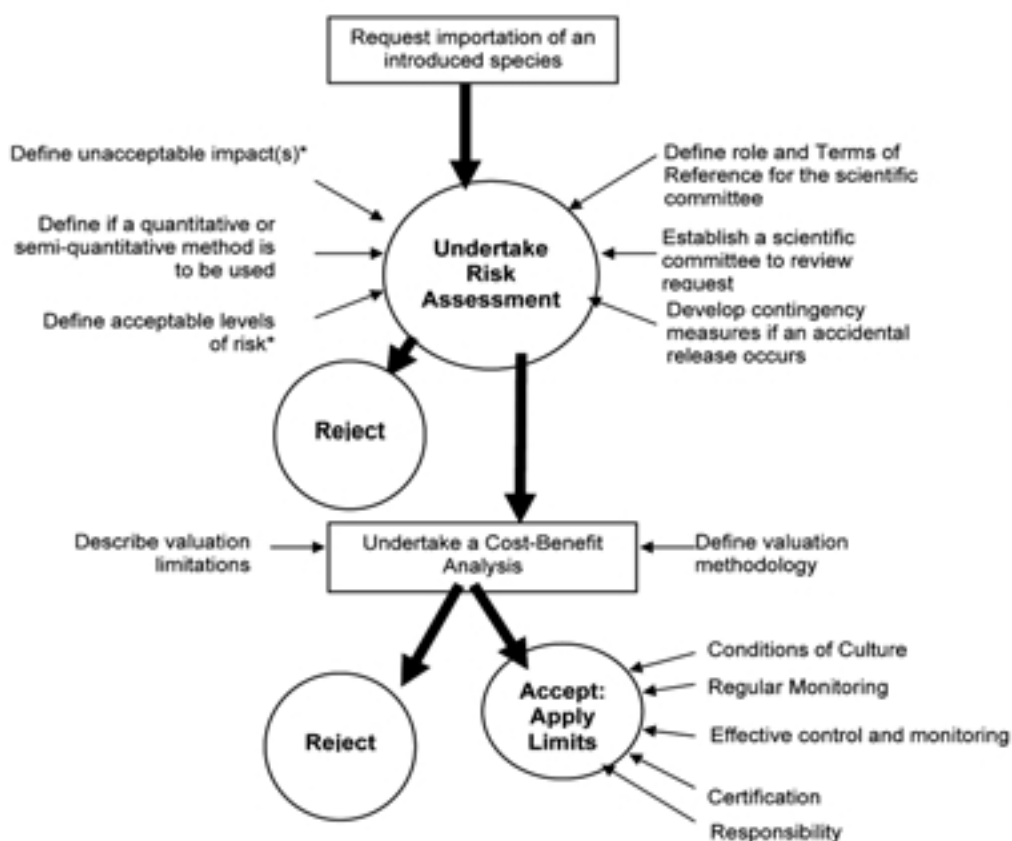


Figure 2. Conceptual risk framework for importation of non-indigenous species for aquaculture purposes (modified from A. Brown, pers. comm.) denotes actions that can occur a priori to the risk assessment.

In some instances, it may be necessary to conduct experimental trials with a species to determine its ability to survive, grow and be controlled in certain conditions. To ensure that all relevant data is included in the risk assessment, the risk assessment process is delayed until all experimental trial phase results are completed and assessed. Typically, trials are conducted in the donor country (risk minimisation) but if stringent quarantine procedures are stipulated and enforced, then trials can occur in the recipient country. Trials within a recipient

country are never conducted in an open or semi-open environment; all materials associated with the trials (including the test species) need to be sterilised to render them harmless before disposal and there is no disposal of materials into marine or estuarine environments.

Once the risk assessment is complete the decision maker is able to determine if an application is rejected or moves into the second phase of the model. Applications that are rejected are provided with feedback, allowing for modifications and potential reapplication. If risk is considered negligible to low then a cost-benefit is performed. A cost-benefit analysis will determine the net benefits of a non-indigenous species to the ecosystem, economy, socially and culturally, and assess the costs associated with the non-indigenous species incursion (e.g., destruction of infrastructure, loss of jobs, loss of industry, loss of marine resources, extinction of species, etc). To ensure a consistent approach across all solicitations the valuation methodology and limitations must be stated a priori to the cost-benefit analysis. Based on the outcomes of the cost-benefit analysis a decision is made whether to reject the request for import or accept the request. Acceptance requires caveats to be stated and complied with, such as defining and regulating the conditions of culture; regulating how the species are imported (larvae/eggs, juveniles, adults); development and enforcement of regular monitoring using scientifically based methods; establishment of effective control and monitoring programs; establishment of a certification program for importers; and defined lines of responsibility to ensure transparency and to reduce potential confusion of roles should accidental release occur.

Microalgae Import Decision Tree Model: A second model that can be used in conjunction with IHS procedures is a decision-tree that leads the decision maker through a series of questions with “if/then” statements to direct actions regarding whether to approve an importation of microalgae (native, and non-indigenous species) (Campbell 2004). By answering a series of simple yes/no questions the decision-tree progress through the process indicating where importation should be rejected, approved with stipulations or approved without stipulations. The model can be qualitative, semi-quantitative or quantitative and is driven by the data input. As with IHS procedures, likelihood is almost certain since the species is being imported. Each step is assessed against a risk mitigation context (such as a management procedure) with the endpoint derived by the questions asked at each step in the process. Decision tree models invariably consider specific national and international obligations. In New Zealand, an 8-step model was developed for the importation of microalgae typically used for laboratory purposes (colour standards) and aquaculture feed that is released directly into the marine environment (Campbell 2004). Such models are readily adaptable to other countries or regions, such as the Mediterranean, and taxa (such as fish and invertebrates).

One strength of the decision tree model is the ability to incorporate multi-level analyses that deal with alien species and genetically modified organisms. A further strength is that this model combines biological and social information, as well as legal obligations, into clear instructions for decision makers.

Other Research: Further research that will feed into vector risk analyses include assessing fisheries activities and the risk these activities pose via either entraining or translocating “pest” species (N. Parker, *pers. comm.*). Such studies provide hazard information (e.g., vector movements by fishery, vessel type, time, origin, destination) that feeds into the development of guidelines. It is envisaged that education about the problem of translocation via fishing and aquaculture methods, coupled with consultation will be required for the guidelines to be truly effective. Domestic or regional shipping as a vector should also be investigated, with the aim that best practice guidelines are developed that provide preventative advice for recreational vessel owners to avoid translocating marine pest species.

2.3 Pathway Risk Assessment

Pathway risk assessments assess species and vectors and their intersection/overlaps (e.g., Australia, New Zealand system being developed, GloBallast assessment). Typically, this method concentrates on nodes such as ports or marina's and examines which nodes are more likely to receive a new organisms. This is determined by analysis of the number of trading regions the node is exposed to, the amount of ballast water, hull fouling, mariculture received, and the number of vessel visits.

2.3.1 Examples

Hull Fouling and Pathways: To fully capture the risk associated with hull fouling (or other vectors) requires robust, empirically derived data. The following example from New Zealand illustrates how a pathway analysis can be used to determine risk. Currently in New Zealand, a 3-year study is underway to determine the realised risk associated with hull fouling (via vector and pathway analyses). This research is readily applicable to the Mediterranean. This research examines the extent of fouling and fouling species identity on the hulls of arriving international vessels. Categories of vessels being examined are: fishing, passenger, merchant, slow-moving barges, oil platforms, and recreational vessels. The research investigates seasonal trends (winter, summer, spring and autumn) in vessel fouling for each vessel type, associated trade routes and target source/donor regions (IUCN bioregions) based on *a priori* analyses of previous shipping (merchant and recreational) and customs data. This type of research is data and effort intensive but surprisingly inexpensive (NZ\$<3 million) considering the detailed data that is generated and the multiplicity of this data's uses.

This type of research collects information that allows realised risk to be assessed and hence the realised hazard (ship type and/or pathway) to be detected within all ports and marinas dealing with international vessels within a country/regions waters. This in turn greatly improves the ability of decision makers in the development of alien marine species guidelines and standards.

Nodal Analysis: Nodal analyses aim to examine the strength of different vectors (hull fouling – commercial and recreational, ballast water, and aquaculture) into specific nodes (such as ports, marinas, protected areas etc). The nodal analysis investigates donor/recipient interactions and likely flow-on-effects. This type of analysis is currently being undertaken in Australia.

Single Vector Pathway Analysis: One component of Globallast risk assessment is a pathway analysis. In this instance, the GloBallast risk assessment concentrates on a single vector, examining the relative strength of ballast water between various source ports and receiving ports. These analyses were implemented for the six GloBallast ports in Brazil, China, India, Iran, South Africa and the Ukraine. They provide a simplified analysis of risk posed by ballast water in six ports and are coupled with the GloBallast environmental matching exercise to aid in the recommendation of management strategies for ballast water management between ports.



3.0 Definitions

Term	Definition
Anadromous species	Species that spawn in freshwater environments but spend at least part of their adult life in a marine environment
Bioprovince	A large natural region defined by physiographic and biologic characteristics within which the animal and plant species show a high degree of similarity. There are no sharp and absolute boundaries but rather more or less clearly expressed transition zones. Boundaries between biological provinces overlap
Catadromous species	Species that spawn in marine environments but spend at least part of their adult life in a freshwater environment
Core Value	Biosecurity aims to deliver management outcomes to four important components of society: environment, economics, social and cultural
Delphi(c) Approach	The use of formalised groups to seek advice or to extract heuristic and experiential information. Group membership may be general (general public) or technical (i.e., scientists, decision makers, conservationists). This approach is typically used when empirical data is lacking in the published literature however a problem needs to be addressed and therefore 'experts' are called upon to provide advice, this advice can then be assessed against the core values, or the advice may pertain to valuation of core values
Donor Port/Region	Port or location where the alien species is taken onboard or vector originates from
Environmental Matching	The comparison of environmental similarity between two regions (donor and recipient regions) as a surrogate measure of bioinvasion risk
Hazard Analysis	Determining the actions or events that could result in an undesired event, or identifying a substances or species propensity for risk
HAZOP Analysis	Computer program that examines uncertainty in risk analysis
Incursion	The detection of an alien species in a region
Mitigation	The action to alleviate or compensate for impacts caused by an event (e.g., eradication of an introduced species). Often occurs as a Risk Management action.
Node	Port, marina, marine protected area, PSSA etc
Pathway RA	Identified species and vectors and their intersection/overlaps
Precautionary Approach (Principle)	"preventative action must be taken when there is reason to believe that harm is likely to be caused, even when there is no conclusive evidence to link cause with effect" (Eduljee 2000)
Propagule Pressure	Number of individuals released
Recipient Port/Region	Port or location where the alien species is released onboard or vector terminates travel

Risk Assessment	The means to determine the likelihood of an undesired event occurring and the consequences of such events
Species Based Assessment	Provides information about the particular risk of a nominated species
Species Risk Assessment	Identifies which species are more risky than others
Uncertainty	Confidence associated with risk assessment and/or data
Vector	Any living or non-living carrier that transports living organisms intentionally or unintentionally
Vector Risk Assessment	Identifies which shipments or potential incursions are more risky than others

References

- Anon 2005. Import Health Standard For The Importation Into New Zealand Of Ornamental Fish and Marine Invertebrates From All Countries. Biosecurity New Zealand;Wellington.
- Aven, T. 2003. Foundations of Risk Analysis: a Knowledge and Decision-Oriented Perspective. Wiley; England.
- Burgman, M.A., Ferson, A., Akcakaya, H. R. 1993. Risk Assessment in Conservation Biology. Chapman and Hall; London.
- Campbell, M. L. 2004. Microalgae Importation Decision-Tree – User Notes. Biosecurity New Zealand, Wellington.
- Campbell, M. L. 2005b. Risk Analysis for introducing marine species for aquaculture purposes: Practical examples. Chilean Aquaculture Risk Assessment Workshop, Valparaiso, Chile. 20-31st March 2005.
- Campbell, M. L. and Gallagher, C. 2007. Assessing the relative effects of fishing on the New Zealand marine environment through risk analysis. ICES Journal of Marine Science, 64: 256-270.
- Eduljee, G. H. 2000. Trends in risk assessment and risk management. Sci. Total Environ. 249: 13.
- Fletcher, W., Sainsbury, K., Chesson, J., Hundloe, T., Fisher, M., Smith, T. 2001. Risk Assessment Process: Wild Capture Fisheries. Standing Committee on Fisheries and Aquaculture – FRDC Ecological Sustainable Development Projects.
- Harwood, J., Stokes, K. 2003. Coping with uncertainty in ecological advice: lessons from fisheries. Trends in Ecology and Evolution 18: 617-622.
- Hayes, K. R., Sliwa, C. 2003. Identifying potential marine pests – a deductive approach applied to Australia. Marine Pollution Bulletin 46: 91-98.
- Hewitt, C. L., Campbell, M. L. 2005. Applying risk analysis to marine aquaculture species. Chilean Aquaculture Risk Assessment Workshop, Valparaiso, Chile. 20-31st March 2005.
- Hewitt, C.L., Campbell, M.L., Gollasch, S. 2006. Alien Species in Aquaculture. Considerations for Responsible Use. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, viii + 32pp.
- Hewitt, C. L., Hayes, K. R. 2001. Marine biosecurity and risk assessment. Proceedings of the Quarantine and Market Access Conference, Canberra, act, Australia, October.
- Kahn, S.A., Wilson, D.W., Perera, R. P., Hayder, H., Gerrity, S. E. 1999. Import risk analysis on live ornamental finfish. AQIS; Canberra.
- Roberts, M. H., Newman, M. C., Hale, R. C. 2002. Overview of ecological risk assessment in coastal and estuarine environments. pp 1-13 in: Newman, M. C., Roberts, M. H., Hale, R. C. (eds.). Coastal and Estuarine Risk Assessment. Lewis Publishers; Boca Raton.
- Standards Australia 2000. Environmental Risk Management. 3rd edition. Standards Australia; Homebush, NSW. 30pp.
- Standards Australia 2004. Risk Management Guidelines: Companion to AS/NZS4360: 2004. Standards Australia; Homebush, NSW. 116pp.



Appendix A: Generic Example of Consequence Matrices for Alien Species (from Campbell 2005a, 2005b; Hewitt and Campbell 2005)

The generic consequence matrices are identical for all alien species. Tailoring to individual alien species or regions occurs by altering the percentage values and recovery times through a process of expert advice/consultation.

Table A1. Consequence matrix: Environment - Biodiversity

Level	Descriptor	Biodiversity Impacts
1	Insignificant	<ul style="list-style-type: none"> Biodiversity (non-commercial species, non-habitat forming species and unprotected species) reduction is minimal (<10%) compared to loss from other human-mediated activities. Reductions in species richness and composition are not readily detectable (<10% variation). If the alien species was removed, recovery is expected in days; no change in species richness or composition.
2	Minor	<ul style="list-style-type: none"> Biodiversity (non-commercial species, non-habitat forming species and unprotected species) reduction is <20% compared to loss from other human-mediated activities. Reductions in species richness and composition are not readily detectable (<20%). Biodiversity (non-commercial species, non-habitat forming species and unprotected species) reduction and area of alien species impact is small compared to known areas of distribution (<20%) If the alien species was removed, recovery is expected in days to months; no loss of species (non-commercial species, non-habitat forming species and unprotected species) populations; no local extinctions.
3	Moderate	<ul style="list-style-type: none"> Biodiversity (non-commercial species, non-habitat forming species and unprotected species) reduction is <30% compared to loss from other human-mediated activities. Reductions in species richness and composition are <30%. Biodiversity (non-commercial species, non-habitat forming species and unprotected species) reduction and area of alien species impact is moderate compared to known area of distribution (<30%) If the alien species was removed, recovery is expected in less than a year; loss of at least one species (non-commercial species, non-habitat forming species and unprotected species) or populations; local extinction events.
4	Major	<ul style="list-style-type: none"> Biodiversity (non-commercial species, non-habitat forming species and unprotected species) reduction is <70% compared to loss from other human-mediated activities. Reductions in species richness and composition are <70%. Biodiversity (non-commercial species, non-habitat forming species and unprotected species) reduction and area of alien species impact is small compared to known area of distribution (<70%); likely to cause local extinction. If the alien species was removed, recovery is expected in less than a decade; loss several species (non-commercial species, non-habitat forming species and unprotected species) or populations; multiple local extinction events; one regional extinction.
5	Significant	<ul style="list-style-type: none"> Biodiversity (non-commercial species, non-habitat forming species and unprotected species) reduction is >70% compared to loss from other human-mediated activities; Reductions in species richness and composition are >70%. Biodiversity (non-commercial species, non-habitat forming species and unprotected species) reduction and area of alien species impact is small compared to known area of distribution (>70%); likely to cause local extinction. If the alien species was removed, recovery is not expected; loss of multiple species of populations of non-commercial species, non-habitat forming species and unprotected species causing significant local extinctions; global extinction of at least one species.

Table A2. Consequence matrix: Environment - Habitat

Level	Descriptor	Habitat Impact
1	Insignificant	<ul style="list-style-type: none"> • No significant changes to habitat types observed; populations of habitat forming species are not affected (<1% change); alien species impacts affecting <1% of area of each habitat type. • Changes in habitat not measurable against background variability; recovery is expected in days.
2	Minor	<ul style="list-style-type: none"> • Localised affects on habitat in <10% of total habitat area; measurable changes to habitat types, measurable changes to habitat types, new habitat type observed; <10% reduction in population abundances of habitat forming species. • If the alien species was removed, recovery is expected in days to months; no loss of habitat-forming species populations.
3	Moderate	<ul style="list-style-type: none"> • <30% of habitat area affected/removed; moderate changes to habitat types, new habitat type(s) observed, possible loss of habitat type; <30% reduction in population abundances of habitat forming species. • If the alien species was removed, recovery is expected in less than 1 year; no loss of habitat-forming species.
4	Major	<ul style="list-style-type: none"> • <70% of habitat area affected/removed; major changes to habitat types, new habitat types observed, loss of most pre-existing habitat types; <70% reduction in population abundances of habitat forming species; local extinction of at least one habitat forming species. • If the alien species was removed, recovery is expected in less than a decade; loss of habitat types and habitat-forming species; local extinction events.
5	Significant	<ul style="list-style-type: none"> • >70% of habitat area affected/removed; significant changes to habitat types, no pre-existing habitat types existing; >70% reduction in population abundances of habitat forming species; local extinction of more than one habitat forming species, global extinction of one habitat forming species • If the alien species was removed, recovery is not expected; loss of multiple habitat types and habitat forming species populations causing significant local extinction; global extinction of at least one species.



Table A3. Consequence matrix: Environment - Protected Species

Level	Descriptor	Protected Species Impact
1	Insignificant	<ul style="list-style-type: none"> • No protected species affected due to alien species; impacts on behaviour not detectable. • In the absence of further impact, recovery is expected in days; no loss of protected species individuals.
2	Minor	<ul style="list-style-type: none"> • Protected species reduction due to alien species impacts is <1% compared to total human-mediated reduction. • Reductions in protected species population abundances are <1%. • If the alien species was removed, recovery is expected in days to months; no loss of non-target species populations.
3	Moderate	<ul style="list-style-type: none"> • Protected species reduction due to alien species impacts is <10% compared to total human-mediated reduction. • Reductions in non-target species population abundances are <10%. • If the alien species was removed, recovery is expected in less than a year; no loss of non-target species populations; potential loss of genetic diversity.
4	Major	<ul style="list-style-type: none"> • Protected species reduction due to alien species impacts is <20% compared to total human-mediated reduction. • Reductions in protected species population abundances are <20%. • If the alien species was removed, recovery is expected in less than a decade; loss of protected species populations causing local extinction; measurable loss of genetic diversity.
5	Significant	<ul style="list-style-type: none"> • Protected species reduction due to alien species impacts is >20% compared total human-mediated reduction; • Reductions in protected species population abundances are significant >20%. • If the alien species was removed, recovery is not expected; loss of protected species populations causing global extinction; local extinction of multiple protected species; significant loss of genetic diversity of multiple protected species.

Table A4. Consequence matrix: Environment - Trophic Interactions

Level	Descriptor	Trophic Interactions Impact
1	Insignificant	<ul style="list-style-type: none"> • No significant changes trophic level species composition observed; no change in relative abundance of trophic levels (based on biomass). • Changes in trophic interactions not measurable against background variability; recovery is expected in days.
2	Minor	<ul style="list-style-type: none"> • Minor changes (<10%) in relative abundance of trophic levels (based on biomass); <10% reduction of population abundances for top predator species. • If the alien species was removed, recovery is expected in days to months; no loss of keystone species populations.
3	Moderate	<ul style="list-style-type: none"> • Measurable changes (<30%) in relative abundance of trophic levels (based on biomass); <30% reduction of population abundances for top predator species. • If the alien species was removed, recovery is expected in less than a year; loss of keystone species populations; no loss of primary producer populations.
4	Major	<ul style="list-style-type: none"> • Major changes (<70%) in relative abundance of trophic levels (based on biomass); <70% reduction of population abundances for top predator species; <30% reduction of population abundances for primary producer species. • If the alien species was removed, recovery is expected in less than a decade; loss of keystone species populations; changes in trophic levels; loss of primary producer populations; local extinction events.
5	Significant	<ul style="list-style-type: none"> • >70% change in relative abundance of trophic levels (based on biomass); >70% reduction of population abundances for top predator species; >30% reduction of population abundances for primary producer species. • If the alien species was removed, recovery is not expected; loss of trophic levels; potential trophic cascades resulting in significant changes to ecosystem structure, alteration of biodiversity patterns and changes to ecosystem function; significant local extinctions.



Table A5. Consequence matrix: Economic - Tourism

Level	Descriptor	Tourism Impacts
1	Insignificant	<ul style="list-style-type: none"> • Reduction in national income from tourism shows no discernible change. • No discernable change in strength of tourism activities. • If the alien species was removed, recovery is expected in days.
2	Minor	<ul style="list-style-type: none"> • Reduction in national income from tourism is <1%. • Reduction of strength in individual tourism activities is <1%. • Tourism is reduced to 99% of its original area (spatial context) within [insert country/region/port name]. • If the alien species was removed, recovery is expected in days to months, no loss of any tourism industry.
3	Moderate	<ul style="list-style-type: none"> • Reduction in national income from tourism is 1-5%. • Reduction of strength in individual tourism activities is 1-5%; • Tourism is reduced to less than 95% of its original area (spatial context) within [insert country/region/port name]; • If the alien species was removed, recovery is expected in years with the loss of at least one tourism activities.
4	Major	<ul style="list-style-type: none"> • Reduction in national income from tourism is 5-10% • Reduction of strength in individual tourism activities is 5-10%; • Tourism is reduced to less than 90% of its original area (spatial context) within [insert country/region/port name]; • If the alien species was removed, recovery is expected in decades with the loss of at least one tourism activities.
5	Significant	<ul style="list-style-type: none"> • Reduction in national income from tourism is >10% • Reduction of strength in individual tourism activities is >10%; • Tourism is reduced to less than 90% of its original area (spatial context) within the [insert country/region/port name]; • If the alien species was removed, recovery is not expected with the loss of multiple tourism activities.

Table A6. Consequence matrix: Economic - Fishing

Level	Descriptor	Fishing Impacts
1	Insignificant	<ul style="list-style-type: none"> • Reduction in national income from fishing shows no discernible change • Reduction in commercial species abundance shows no discernible change • No discernible change in quality of product • No discernible change in strength of fishing sectors • No discernible change in costs of harvesting product (incl. costs of handling, damage to gear or research to mitigate impact) • If the alien species was removed, recovery is expected in days
2	Minor	<ul style="list-style-type: none"> • Reduction in national income from fishing is <1% • Reduction in commercial species abundance is <1% compared to loss from other human mediated activities • Fishing is reduced to less than 99% of its original area (spatial context) within [insert country/region/port name] • Reduction to quality of product <1% • Increased costs of harvesting product (incl. costs of handling, damage to gear or research to mitigate impact) <1% • If the alien species was removed, recovery is expected in days to months, no loss of any fishing region
3	Moderate	<ul style="list-style-type: none"> • Reduction in national income from fishing is 1-5% • Reduction in commercial species abundance is 1-5% compared to loss from other human mediated activities • Fishing is reduced to less than 85% of its original area (spatial context) within [insert country/region/port name] • Reduction to quality of product 1-5% • Increased costs of harvesting product (incl. costs of handling, damage to gear or research to mitigate impact) 1-5% • If the alien species was removed, recovery is expected in less than a year and loss of at least one fishing region
4	Major	<ul style="list-style-type: none"> • Reduction in national income from fishing is 5-10% • Reduction in commercial species abundance is 5-10% compared to loss from other human mediated activities • Fishing is reduced to less than 90% of its original area (spatial context) within [insert country/region/port name] • Reduction to quality of product 5-10% • Increased costs of harvesting product (incl. costs of handling, damage to gear or research to mitigate impact) 5-10% • If the alien species was removed, recovery is expected in less than a decade and loss of at least two fishing regions
5	Significant	<ul style="list-style-type: none"> • Reduction in national income from fishing is >10% • Reduction in commercial species abundance is >10% compared to loss from other human mediated activities • Fishing is reduced to less than 90% of its original area (spatial context) within [insert country/region/port name] • Reduction to quality of product >10% • Increased costs of harvesting product (incl. costs of handling, damage to gear or research to mitigate impact) >10% • If the alien species was removed, recovery is not expected and loss of a number of fishing regions

Table A7. Consequence matrix: Economic - Aquaculture

Level	Descriptor	Aquaculture Impacts
1	Insignificant	<ul style="list-style-type: none"> Reduction in national income from aquaculture shows no discernible change No discernible change in quality of product. No discernible change in strength of aquaculture sectors No discernible change in costs of harvesting product (incl. handling costs, cost of damage to gear or research costs to mitigate impacts) No discernible change in ability to sustain and expand aquaculture activities (incl. access to spat and/or opportunities expand and develop new and existing farms) If the alien species was removed, recovery is expected in days.
2	Minor	<ul style="list-style-type: none"> Reduction in national income from aquaculture is <1% Aquaculture is reduced to less than 99% of its original area (spatial context) within [insert country/region/port name] Reduction in quality of product <1% Increase in costs of harvesting product (incl. handling costs, cost of damage to gear or research costs to mitigate impact) <1% Reduction in ability to sustain and expand aquaculture activities (incl. access to past and/or opportunities expand and develop new and existing farms) <1% If the alien species was removed, recovery is expected in days to months, no loss of any aquaculture region
3	Moderate	<ul style="list-style-type: none"> Reduction in national income from aquaculture is 1-5% Aquaculture is reduced to less than 95% of its original area (spatial context) within [insert country/region/port name] Reduction in quality of product 1-5% Increase in costs of harvesting product (incl. handling costs, cost of damage to gear or research costs to mitigate impact) 1-5% Reduction in ability to sustain and expand aquaculture activities (incl. access to past and/or opportunities expand and develop new and existing farms) 1-5% If the alien species was removed, recovery is expected in less than 1 year and loss of at least one aquaculture region
4	Major	<ul style="list-style-type: none"> Reduction in national income from aquaculture is 5-10% Aquaculture is reduced to less than 90% of its original area (spatial context) within [insert country/region/port name] Reduction in quality of product 5-10% Increase in costs of harvesting product (incl. handling costs, cost of damage to gear or research costs to mitigate impact) 5-10% Reduction in ability to sustain and expand aquaculture activities (incl. access to past and/or opportunities expand and develop new and existing farms) 5-10% If the alien species was removed, recovery is expected in less than a decade and loss of less than two aquaculture regions
5	Significant	<ul style="list-style-type: none"> Reduction in national income from aquaculture is >10% Aquaculture is reduced to less than 90% of its original area (spatial context) within [insert country/region/port name] Reduction in quality of product >10% Increase in costs of harvesting product (incl. handling costs, cost of damage to gear or research costs to mitigate impact) >10% Reduction in ability to sustain and expand aquaculture activities (incl. access to past and/or opportunities expand and develop new and existing farms) >10% If the alien species was removed, recovery is not expected and loss of a number of aquaculture regions

Table A8. Consequence matrix: Economic - Vessel / Moorings

Level	Descriptor	Vessel / Moorings Impacts
1	Insignificant	<ul style="list-style-type: none"> Increased costs associated with requirements to clean vessels / vectors before moving from one location to another are <1% of annual cleaning costs Increased costs associated with requirements to clean mooring sites are <1% of annual cleaning costs Increased costs associated with increased maintenance on vessels and moorings as a result of fouling are <1% of annual cleaning costs Lost business opportunities as a result of cleaning requirements / movement restrictions (incl. inability to access domestic / overseas ports) are <1% annual business turnover
2	Minor	<ul style="list-style-type: none"> Increased costs associated with requirements to clean vessels / vectors before moving from one location to another are <10% of annual cleaning costs Increased costs associated with requirements to clean mooring sites are <10% of annual cleaning costs Increased costs associated with increased maintenance on vessels and moorings as a result of fouling are <10% of annual cleaning costs Lost business opportunities as a result of cleaning requirements / movement restrictions (incl. inability to access domestic / overseas ports) are <10% annual business turnover
3	Moderate	<ul style="list-style-type: none"> Increased costs associated with requirements to clean vessels / vectors before moving from one location to another are <20% of annual cleaning costs Increased costs associated with requirements to clean mooring sites are <20% of annual cleaning costs Increased costs associated with increased maintenance on vessels and moorings as a result of fouling are <20% of annual cleaning costs Lost business opportunities as a result of cleaning requirements / movement restrictions (incl. inability to access domestic / overseas ports) are <20% annual business turnover
4	Major	<ul style="list-style-type: none"> Increased costs associated with requirements to clean vessels / vectors before moving from one location to another are <40% of annual cleaning costs Increased costs associated with requirements to clean mooring sites are <40% of annual cleaning costs Increased costs associated with increased maintenance on vessels and moorings as a result of fouling are <40% of annual cleaning costs Lost business opportunities as a result of cleaning requirements / movement restrictions (incl. inability to access domestic / overseas ports) are <40% annual business turnover
5	Significant	<ul style="list-style-type: none"> Increased costs associated with requirements to clean vessels / vectors before moving from one location to another are >40% of annual cleaning costs Increased costs associated with requirements to clean mooring sites are >40% of annual cleaning costs Increased costs associated with increased maintenance on vessels and moorings as a result of fouling are >40% of annual cleaning costs Lost business opportunities as a result of cleaning requirements / movement restrictions (incl. inability to access domestic / overseas ports) are >40% annual business turnover



Table A9. Consequence matrix: Social - Aesthetics / Diving

Level	Descriptor	Aesthetics / Diving Impacts
1	Insignificant	<ul style="list-style-type: none"> Reduction in the quality of the diving experience, in terms of access, visibility and safety, is <1% Reduction in the quality of the diving experience, in terms of naturalness of the surrounding habitat and the diversity of organisms, is <1% If the alien species was removed, recovery is expected in days.
2	Minor	<ul style="list-style-type: none"> Reduction in the quality of the diving experience, in terms of access, visibility and safety, is <10% Reduction in the quality of the diving experience, in terms of naturalness of the surrounding habitat and the diversity of organisms, is <10% Diving is reduced to less than 90% of its original area (spatial context) If the alien species was removed, recovery is expected in weeks to months.
3	Moderate	<ul style="list-style-type: none"> Reduction in the quality of the diving experience, in terms of access, visibility and safety, is <20% Reduction in the quality of the diving experience, in terms of naturalness of the surrounding habitat and the diversity of organisms, is <20% Diving is reduced to less than 80% of its original area (spatial context) If the alien species was removed, recovery is expected in less than a year.
4	Major	<ul style="list-style-type: none"> Reduction in the quality of the diving experience, in terms of access, visibility and safety, is <40% Reduction in the quality of the diving experience, in terms of naturalness of the surrounding habitat and the diversity of organisms, is <40% Diving is reduced to less than 70% of its original area (spatial context) If the alien species was removed, recovery is expected in less than a decade.
5	Significant	<ul style="list-style-type: none"> Reduction in the quality of the diving experience, in terms of access, visibility and safety, is >40% Reduction in the quality of the diving experience, in terms of naturalness of the surrounding habitat and the diversity of organisms, is >40% Diving is reduced to less than 60% of its original area (spatial context) If the alien species was removed, recovery is not expected.

Table A10. Consequence matrix: Social - Vessel / Access

Level	Descriptor	Vessel / Access Impacts
1	Insignificant	<ul style="list-style-type: none"> • Increased costs associated with requirements to clean vessels / vectors before moving from one location to another are <1% of annual cleaning costs • Reduction in recreational enjoyment as a result of movement restrictions (incl. inability to access domestic / overseas ports) is <1% • Increased costs associated with increased maintenance on vessels / vectors as a result of fouling are <1% of annual cleaning costs
2	Minor	<ul style="list-style-type: none"> • Increased costs associated with requirements to clean vessels / vectors before moving from one location to another are <10% of annual cleaning costs • Reduction in recreational enjoyment as a result of movement restrictions (incl. inability to access domestic / overseas ports) is <10% • Increased costs associated with increased maintenance on vessels / vectors as a result of fouling are <10% of annual cleaning costs
3	Moderate	<ul style="list-style-type: none"> • Increased costs associated with requirements to clean vessels / vectors before moving from one location to another are <20% of annual cleaning costs • Reduction in recreational enjoyment as a result of movement restrictions (incl. inability to access domestic / overseas ports) is <20% • Increased costs associated with increased maintenance on vessels / vectors as a result of fouling are <20% of annual cleaning costs
4	Major	<ul style="list-style-type: none"> • Increased costs associated with requirements to clean vessels / vectors before moving from one location to another are <40% of annual cleaning costs • Reduction in recreational enjoyment as a result of movement restrictions (incl. inability to access domestic / overseas ports) is <40% • Increased costs associated with increased maintenance on vessels / vectors as a result of fouling are <40% of annual cleaning costs
5	Significant	<ul style="list-style-type: none"> • Increased costs associated with requirements to clean vessels / vectors before moving from one location to another are >40% of annual cleaning costs • Reduction in recreational enjoyment as a result of movement restrictions (incl. inability to access domestic / overseas ports) is >40% • Increased costs associated with increased maintenance on vessels / vectors as a result of fouling are minimal (>40% of annual cleaning costs)



Table A11. Consequence matrix: Social - Recreational Harvest

Level	Descriptor	Recreational Harvest Impacts
1	Insignificant	<ul style="list-style-type: none"> • Reduction in the quality of the recreational harvest experience, in terms of access, visibility and safety, shows no discernible change • Reduction in the quality of the recreational harvest experience, in terms of naturalness of the surrounding habitat and the diversity of organisms, shows no discernible change • If the alien species was removed, recovery is expected in days.
2	Minor	<ul style="list-style-type: none"> • Reduction in the quality of the recreational harvest experience, in terms of access, visibility and safety, is <10% • Reduction in the quality of the recreational harvest experience, in terms of naturalness of the surrounding habitat and the diversity of organisms, is <10% • Recreational harvest is reduced to less than 90% of its original area (spatial context) • If the alien species was removed, recovery is expected in weeks to months.
3	Moderate	<ul style="list-style-type: none"> • Reduction in the quality of the recreational harvest experience, in terms of access, visibility and safety, is <20% • Reduction in the quality of the recreational harvest experience, in terms of naturalness of the surrounding habitat and the diversity of organisms, is <20% • Recreational harvest is reduced to less than 80% of its original area (spatial context) • If the alien species was removed, recovery is expected in less than a year.
4	Major	<ul style="list-style-type: none"> • Reduction in the quality of the recreational harvest experience, in terms of access, visibility and safety, is <40% • Reduction in the quality of the recreational harvest experience, in terms of naturalness of the surrounding habitat and the diversity of organisms, is <40% • Recreational harvest is reduced to less than 70% of its original area (spatial context) • If the alien species was removed, recovery is expected in less than a decade.
5	Significant	<ul style="list-style-type: none"> • Reduction in the quality of the recreational harvest experience, in terms of access, visibility and safety, is >40% resulting the area no longer being utilised • Reduction in the quality of the recreational harvest experience, in terms of naturalness of the surrounding habitat and the diversity of organisms, is >40% • Recreational harvest is reduced to less than 60% of its original area (spatial context) • If the alien species was removed, recovery is not expected.

References:

Campbell, M. L. 2005a. Risk Assessment (modified Organism Impact Assessment) to update information on *Undaria pinnatifida*. All Oceans Ecology Client Report AOE2005-03.

Campbell, M. L. 2005b. Risk Analysis for introducing marine species for aquaculture purposes: Practical examples. Chilean Aquaculture Risk Assessment Workshop, Valparaiso, Chile. 20-31st March 2005.

Hewitt, C. L., Campbell, M. L. 2005. Applying risk analysis to marine aquaculture species. Chilean Aquaculture Risk Assessment Workshop, Valparaiso, Chile. 20-31st March 2005.

Appendix B: Organism Impact Assessment (OIA) – Valuation (modified from Campbell 2005c; Campbell and Hewitt *in prep.*)

What is valuation?

When undertaking an organism impact assessment valuation must occur. In this instance we define value as the monetary worth/ marketable price, or scale of usefulness/importance we place on an ecosystem, its services and benefits. We assess value at the level of the environment, the economy, socially and culturally (the four core values). Each core value consists of a suite of subcomponents. For example, in a freshwater/estuarine port, the environmental core value may consist of rare and endangered species, biodiversity, and water chemistry, whilst the economic value may include the infrastructure, tourism occurring in the port and commercial fishing. The numerous subcomponents to each core value will differ from region to region (spatial), through time (temporal) and between how individuals perceive an area. Because of these shifting spatial, temporal and perceived values, and coupled with the diversity of ecosystems, services and benefits, valuation is difficult to assess. To overcome this, economic theorists have developed a number of methods that enable differing ecosystems to be valued. Although monetary units are often used as they are easily understood and facilitate comparison this does not have to be the unit of measure. For example a value continuum can be implemented that assesses value based on a rate or scale of usefulness or importance (Figure B1).



Figure B1. The value continuum concept. Value(s) increases or decreases along the continuum, with terms such as low, medium and high being used to classify where on the continuum the real and/or perceived value lies.

Valuation of the core values can be positive/realised (what is, what was, what will be) or normative (what ought to be). Positive valuation is based on data and facts, with normative valuation aiming to determine the optimal level of impact. Normative approaches involve value judgment and are hence, are open to variation and debate. Typically, environmental, social and cultural core values are assessed from a normative perspective because they contain subcomponents that are difficult to place a dollar value against.

To date, ecosystem value (including its goods and services) has typically relied on economic tools to assess how they are used (see Total Economic Value [TEV]; Figure B2). These tools attempt to simplify how we view the world and its assets by categorising them into use and non-use values. Use values are further divided into direct use, indirect use, and option (Figure B2). Direct use value refers to ecosystem goods and services that are used directly by human beings. These values are most often enjoyed by people visiting or residing in the ecosystem itself. Indirect use value is derived from ecosystem services that provide benefits outside the ecosystem itself (e.g., carbon sequestering by mangroves). Option values are derived from preserving the option to use in the future ecosystem goods and services that may not be used at present, either by oneself (option) or by others/heirs (bequest). Non-use values are existence values and typically refer to the enjoyment people may experience simply by knowing that a resource exists even if they never expect to use that resource directly themselves.



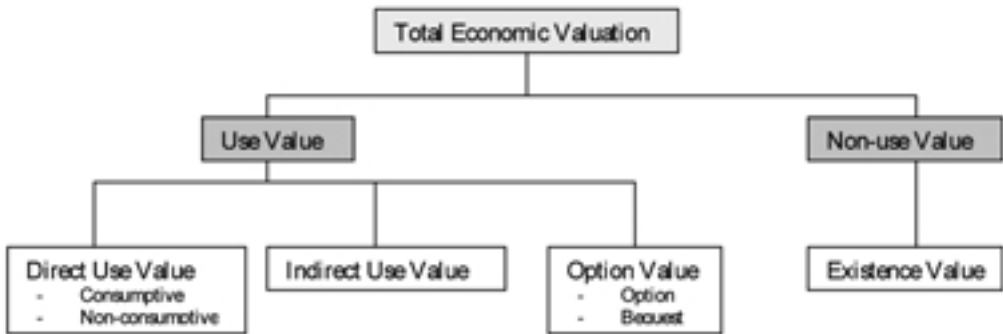


Figure B2. Total Economic Value (TEV) conceptual framework (from Pagioli *et al.* 2004).

Assessment of value uses various methods such as revealed preference methods (travel costs, hedonic pricing, replacement cost, production function etc) and stated preference methods (contingent valuation, choice modelling). The use of benefits transfer also exists as a valuation technique. Pagioli *et al.* (2004) provide an excellent summary of valuation techniques, their approach, application, data requirements and limitations.

Within New Zealand, Organism Impact Assessments have typically used contingent- and where possible, market valuation techniques. These methods are commonly used in terrestrial and freshwater research evaluations (e.g., Braden and Kolstad 1991; Tietenberg 1992; Brown and Moran 1993; Barbier 1994; Barbier and Aylward 1996; Bishop 1998; Reid 2001; Emerton and Bos 2004) and to a lesser extent in marine systems (Norse 1993). Contingent Valuation Methods (CVM) work by asking focus group participants their beliefs as to the value of a specified service, or their willingness to pay to preserve this specified service. It is applicable to all ecosystem services and benefits, but is typically used for non-use values (see Gilpin 2000; Chee 2004; Pagioli *et al.* 2004). There are shortcomings to this method: strategic behaviour, protest answers, response bias and respondents ignoring incomes constraints (Daimond and Hausman 1994; Chee 2004). It's important to ensure that respondents don't express a general preference for environmental spending in their answers (known as embedding effect; Kahneman and Knetsch 1992). Typically these problems are overcome by ensuring that:

- i. Personal interviews are held, not telephone calls or mail-outs;
- ii. Surveys are designed in a yes-no referendum style format or directed in such a way that open-ended questions are avoided;
- iii. Participants are given detailed information on the resource in question and on protection measures they are 'voting' on. This information should include threats to the resource, scientific evaluation or its ecological importance and possible outcomes of protection measures;
- iv. Income effects are carefully explained to ensure that participants understood that they were to express their willingness to pay to protect the resource in question, not the environment generally; and
- v. Subsidiary questions are asked to ensure that the participants understood the question posed.

There are many potential sources of bias in responses with guidelines existing to ensure reliable applicable of CVM. Thus, the assessor (workshop chair/convener) has a high burden of proof to satisfy before results can be seen as meaningful.

References

- Barbier, E. 1994. Valuing environmental functions: tropical wetlands. *Land Economics* 70(2): 155-173.
- Barbier, E. B., Aylward, B. A. 1996. Capturing the pharmaceutical value of biodiversity in a developing country. *Environmental and Resource Economics* 8(2): 157-191.
- Bishop, J. T. 1998. The economics of non timber forest benefits: An overview. *Environmental Economics Programme Paper No. GK 98-01*; London: IIED.
- Braden, J. B., Kolstad, C. D. (eds.) 1991. *Measuring the Demand for Environmental Quality*. Contributions to Economic Analysis No. 198; Amsterdam.
- Brown, K., Moran, D. 1993. *Valuing Biodiversity: The Scope and Limitations of Economic Analysis*. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment; London.
- Campbell, M. L. 2005c. Organism impact assessment (OIA) for potential impacts of *Didymosphenia geminata*. All Ocean Ecology Client Report 2005-02 prepared for Biosecurity New Zealand, Wellington.
- Campbell, M. L., Hewitt, C. L. in prep. Assessing how introduced marine species impact upon environmental, economic, social and cultural values: a conceptual model.
- Chee, Y. E. 2004. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation* 120(4): 549-565.
- Emerton, L., Bos, E. 2004. *Value. Counting Ecosystems as Water Infrastructure*. IUCN The World Conservation Union; Gland.
- Gilpin, A. 2000. *Environmental Economics: A Critical Overview*. Wiley, Chichester, UK.
- Kahneman, D., Knetsch, J. L. 1992. Valuing public goods: the purchase of moral satisfaction. *Journal of Environmental Economics and Management* 22: 57-70.
- Norse, E. A. (ed.) 1993. *Global Marine Biological Diversity*. Island Press; Washington DC.
- Pagiola, S., von Ritter, K., Bishop, J. 2004. *Assessing the Economic Value of Ecosystem Conservation*. The World Bank Environment Department Papers. Paper No. 101. 57pp.
- Reid, W. V. 2001. Capturing value of ecosystem services to protect biodiversity. In: Chichilenisky, G., Daily, G. C., Ehrlich, P., Heal, G., Miller, J. S. (eds.). *Managing Human-dominated Ecosystems*. Missouri Botanical Garden Press; St. Louis.
- Tietenberg, T. 1992. *Environmental and Natural Resource Economics*. 3rd Edition. Harper Collins; New York.



Appendix C: Organism Impact Assessment – Deriving Value and Consequence (modified from Campbell 2005c)

Table C1. Summary of three regional focus groups perceptions of value of core values prior to an alien species is introduced. Average value is indicated in parentheses. Ranges represent the variability (uncertainty) in perceptions. Priceless denotes a value equivalent to \$1 billion. Cultural values were assessed on a scale of importance. hh denotes the dollar value a household is willing to pay to prevent/mitigate an alien species problem.

Core Value	Perceived Value Range (average \pm SD)		
	Region 1	Region 2	Region 3
Environment	\$10/hh* - \$5,000/hh (\$730/hh \pm 1, 170)	\$10 million – priceless (\$195 million \pm 350 million)	\$32 million – priceless (\$120 million \pm 380 million)
Economic	\$100,000 - \$370 million (\$70 million \pm 95 million)	\$0 – priceless (\$225 million \pm 320 million)	\$10 million – priceless (\$270 million \pm 280 million)
Social	\$1/hh – priceless (\$100 million/hh \pm 310 million)	\$2 million – priceless (\$120 million \pm 290 million)	\$1 million – priceless (\$915 million \pm 195 million)
Cultural	Very low to very high (65.6)	Moderate to very high (75)	Moderate – very high (93)

Table C2. Summary of three regional focus groups perceptions of change in value following on from an alien species incursion. Average percent perceived change is indicated in parentheses, which are averages of the core value subcomponent groupings. Cultural values were assessed on a scale of importance.

Core Value	Range of Perceived Change in Value (%)		
	Region 1	Region 2	Region 3
Environment	90-100 (95%)	0-100 (45%)	10-95 (45%)
Economic	0-100 (33%)	10-100 (78%)	1-100 (49%)
Social	0-60 (24%)	0-40 (16%)	20-100 (72%)
Cultural	Very small to moderate (22%)	Small to large (48%)	Very small to very large (33%)

Table C3. Summary of three regional focus groups perceptions of impact (consequence) following on from an alien species incursion. Consequence is derived from the consequence matrices (Appendix A), where the percent change is assessed against the percent descriptor in the consequence matrices.

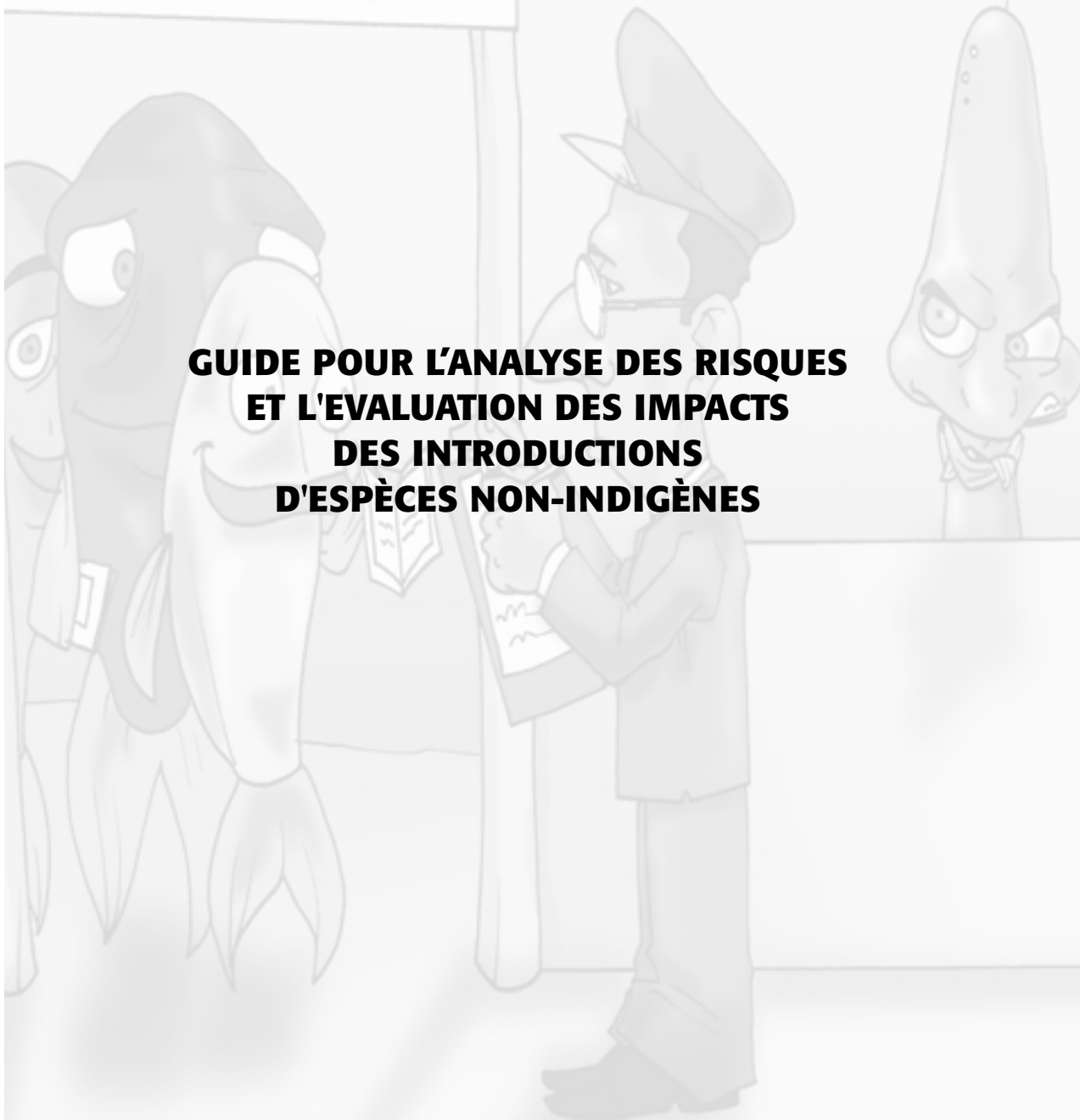
Core Value	Perceived Consequence		
	Region 1	Region 2	Region 3
Environment	Significant	Major	Major
Economic	Significant	Significant	Significant
Social	Major	Moderate	Significant
Cultural	Major	Significant	Major

References

Campbell, M. L. 2005c. *Organism impact assessment (OIA) for potential impacts of Didymosphenia geminata*. All Ocean Ecology Client Report 2005-02 prepared for Biosecurity New Zealand, Wellington.

ARRIVAL
Mediterranean
Sea

**GUIDE POUR L'ANALYSE DES RISQUES
ET L'EVALUATION DES IMPACTS
DES INTRODUCTIONS
D'ESPÈCES NON-INDIGÈNES**



Note: Les appellations employées dans ce document et la présentation des données qui y figurant n'impliquent de la part du PNUE aucune prise de position quant au statut juridique des pays, territoires, villes ou zones, ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites.

© 2008 Programme des Nations Unies pour l'environnement
Plan d'Action pour la Méditerranée
Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées (CAR/ASP)
Boulevard du Leader Yasser Arafat
B.P.337 – 1080 Tunis cedex – TUNISIE
E-mail: car-asp@rac-spa.org

Le texte de la présente publication peut être reproduit, à des fins éducatives ou non lucratives, en tout ou en partie, et sous une forme quelconque sans qu'il soit nécessaire de demander une autorisation spéciale au détenteur du copyright, à condition de faire mention de la source. Le PNUE/PAM-CAR/ASP apprécierait recevoir une copie de toute publication utilisant la présente publication comme source.

Il n'est pas possible d'utiliser la présente publication pour la revente ou à toutes autres fins commerciales sans en demander au préalable par écrit la permission au PNUE/PAM-CAR/ASP.

Pour des fins bibliographiques, citer le présent volume comme suit:

PNUE/PAM-CAR/ASP: Lignes Directrices pour le Contrôle des Vecteurs d'Introduction d'Espèces Non-Indigènes et des Espèces Envahissantes Marines en Méditerranée. Ed. CAR/ASP, Tunis. 34 pp.

Ce document n'est pas un document officiel
des Nations Unies



SOMMAIRE

1.0 Introduction.....	39
2.0 Types d'évaluations des risques.....	43
2.1 Evaluation des risques au niveau des espèces.....	43
2.1.1 Exemples.....	44
2.2 Evaluation des risques liés aux vecteurs.....	47
2.2.1 Exemples.....	48
2.3 Evaluation des risques liés aux voies.....	53
2.3.1 Exemples.....	53
3.0 Définitions.....	54
Références bibliographiques.....	55
Annexe A: Exemple générique des matrices de conséquences pour les espèces étrangères.....	57
Annexe B: Evaluation de l'Impact d'Organismes (EIO) – Valorisation/Estimations.....	68
Annexe C: Evaluation d'Impact des Organismes – Valeurs et conséquences dérivées.....	71



Projet de Guide pour l'analyse des risques et l'évaluation des impacts des introductions d'espèces non-indigènes

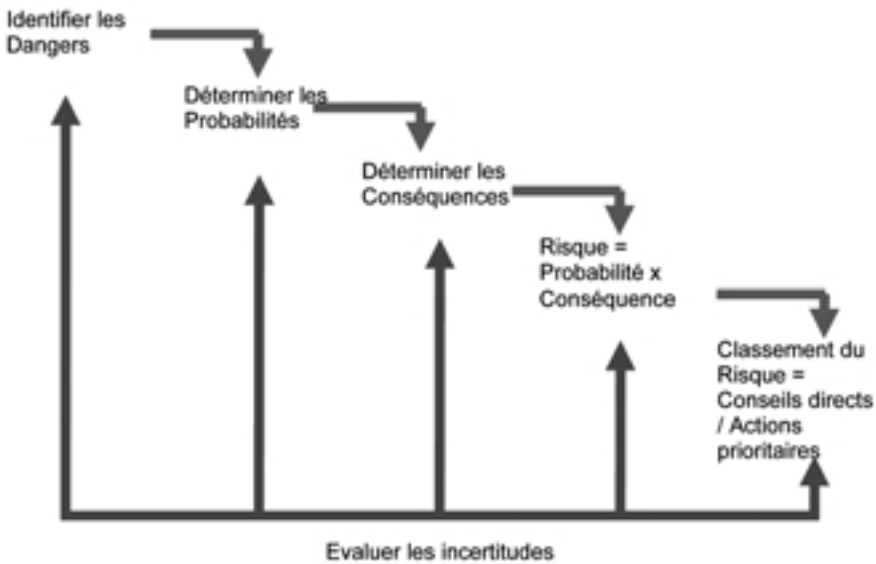
1.0 Introduction

Notre capacité à gérer les différentes formes d'agressions causées par l'homme à l'environnement marin se trouve entravée par un manque de sources d'information et de connaissances fondamentales, ainsi que par l'absence d'outils appropriés. Ceci est d'autant plus critique lorsque nous nous trouvons confrontés à des espèces étrangères. En l'absence de sources d'informations et de données, l'Évaluation des Risques (ER) est fréquemment utilisée par les décideurs et les gestionnaires pour initier les mesures adaptées à la gestion des espèces étrangères.

Ce projet de guide pour l'analyse des risques est basé sur des informations provenant d'articles publiés (Hewitt et al. 2006 ; Campbell et Gallagher 2007 ; Campbell et Hewitt *in prep.*), des lignes directrices gouvernementales d'Australie, de Nouvelle-Zélande, et de Chili (Kahn et al. 1999; Anon 2005; Campbell 2000 a, b, c; Hewitt et Campbell 2005), du Code de Conduite du CIEM pour les Introductions et Transferts d'Organismes Marins (2004), et du projet de lignes directrices (G7) de l'OMI.

En termes plus simples, l'évaluation des risques est utilisée pour déterminer la probabilité pour qu'un événement se produise, et les conséquences d'une telle incidence. L'évaluation des risques est une composante du cadre général identifiant et évaluant les risques. Le cadre général de la gestion des risques fonctionne : en établissant le contexte (c à d, espèce étrangère dans une région; **analyse des dangers**) ; en identifiant les risques, les dangers et leurs effets (c à d, impacts sur les **valeurs fondamentales**) ; en évaluant le(s) risque(s) (c à d, analyse et évaluation des risques); et en traitant les risques (c à d, si l'on dispose de garanties ; réponse à l'**intrusion**, ou son **atténuation**) (ex. Les Lignes Directrices Australiennes de Gestion des Risques; Normes d'Australie 2000, 2004). Pour mesurer un risque, on multiplie la probabilité par la conséquence. Ce procédé est récapitulé dans la Figure 1. L'analyse des dangers détermine les actions, les événements, les substances, les conditions environnementales, ou les espèces résultant d'un incident non souhaité. Les espèces étrangères, les vecteurs ou les voies de navigation sont aussi des exemples de dangers.

Avant d'entreprendre une évaluation des risques, il faut déterminer la finalité du risque. Le choix de la finalité déterminera le type de l'hypothèse nulle testée dans l'évaluation des risques. Dans les évaluations des risques pour les espèces étrangères, la finalité tend à être soit: a) en rapport avec la mise en quarantaine – cas où l'espèce est déjà arrivée et une évasion est survenue constituant ainsi une faille ou un échec dans le dispositif de mise en quarantaine; ou b) le résultat d'un impact – cas où l'analyse des risques concerne l'effet/impact/préjudice causé par l'espèce étrangère, et qui seront considérés comme une plateforme de décision. Si l'on opte pour l'alternative de la barrière de contrôle, toutes les conséquences d'introduction d'espèces étrangères sont classées comme "significatives" et dans ce cas la probabilité devra être déterminée pour pouvoir estimer le risque. La convention sur les eaux de ballast approche l'espèce marine étrangère du point de vue de la mise en quarantaine, ceci a pour résultat de considérer de façon homogène que toutes les espèces étrangères sont à l'origine de conséquences significatives, or en réalité, ce n'est pas le cas si les risques sont évalués par rapport aux valeurs témoins. Si l'évaluation est une résultante de l'impact, la probabilité d'incidence et l'impact d'incidence (conséquence) doivent alors être déterminés pour pouvoir calculer le risque. Normalement, une approche d'impact est adoptée si l'on veut déterminer si une intrusion ou une diffusion probable doit être éradiquée ou plutôt contrôlée. Si l'on constate qu'une espèce ne représente que des risques faibles ou négligeables, il est probable que l'on se suffise à un simple contrôle, sans autres mesures supplémentaires.



niveau de ses sous-composantes. Une évaluation des risques de l'impact qu'une espèce étrangère peut avoir sur les quatre valeurs fondamentales, peut être déterminée suivant un processus en six étapes, (Figure 1):

Étape 1: Identifier le(s) Dangers(s)

Identifier l'espèce (AR des espèces), le vecteur (AR des espèces ou des vecteurs), le mécanisme de transport (AR des espèces ou des vecteurs), ou les points nodaux de transport (AR des voies de navigation, correspondances environnementales) qui constituent le risque. Ces dangers peuvent agir en synergie, ainsi, plus d'un type d'évaluation de risques peut être appliqué au danger. Plusieurs méthodes ont été utilisées pour identifier les risques et préparer des évaluations qualitatives ou quantitatives de risques. Celles-ci incluent une panoplie d'heuristiques d'experts (via le processus Delphi), une utilisation des analyses de dangers et d'opérabilité et l'utilisation des analyses par arbre des défaillances.

Étape 2: Déterminer les Probabilités

La probabilité est définie en général comme étant la probabilité pour qu'un événement se produise (impact ou intrusion), qui va des événements rares aux événements probables ou fréquents. Le Tableau 1 illustre la matrice utilisée pour déterminer la probabilité. Si l'incidence provient d'une introduction intentionnelle d'espèces, les dérivations de la probabilité sont alors manifestes. Si l'incidence est accidentelle, la probabilité est alors déterminée sur la base des meilleures informations disponibles. Par exemple, si l'espèce étrangère existe déjà dans une **bio-province**, il est probable qu'elle puisse exister dans toutes les aires de cette bio-province.

Tableau 1. Probabilité.

Descripteur	Description	Pourcentage
Rare	L'incidence ne se produira que lors de circonstances exceptionnelles	<5%
Peu probable	L'incidence pourrait se produire mais de façon inattendue	25%
Possible	L'incidence pourrait survenir	50%
Probable	L'incidence se produirait probablement dans la majorité des cas	75%
Presque certain	On s'attend à ce que l'incidence se produise dans la majorité des cas	>95%

Étape 3: Déterminer la Conséquence (degré d'impact/changement qu'aurait une espèce étrangère)

La conséquence mesure l'impact que pourrait avoir une espèce étrangère sur les valeurs fondamentales régionales. La conséquence peut être obtenue en mesurant le changement de valeurs dans les deux étapes préalables et subséquentes à l'incidence de l'impact sur le système. Les matrices de conséquences (des exemples sont mentionnés à l'Annexe A) sont utilisés pour évaluer les changements survenus, car chaque valeur fondamentale peut réagir de façon différente face aux changements. Par exemple, un changement de 10% (déclin) de l'économie peut avoir un impact catastrophique sur l'industrie, la région ou le pays affecté (E. Gonzalez, *comm. pers.*). Tandis qu'un changement de 10% en biodiversité peut ne pas être perceptible au niveau des fluctuations des variations naturelles (ex. Harwood et Stokes 2003). Par conséquent, il est important d'évaluer le changement en fonction des matrices de conséquences qui sont spécifiquement développées pour chaque valeur fondamentale. Les matrices de conséquences fournissent des exemples multiples de variation de niveaux d'impact (changement), qui ne sont pas toutes considérées pertinentes pour ce niveau. Bien que les unités monétaires soient souvent utilisées pour mesurer le changement en valeur (étant faciles à comprendre et facilitant la comparaison) celles-ci ne devraient pas être l'unique unité de

mesure; car la classification des catégories semi-quantitatives (variations basse, moyenne, haute) est également envisageable.

Étape 4: Déterminer le Risque

On mesure le risque en multipliant la probabilité par la conséquence. Une matrice des risques est utilisée pour apprécier le niveau de risque (Tableau 2). Ainsi, si par exemple la probabilité d'incursion d'une *Mytilopsis sallei* (moule à rayures noires) en Méditerranée est rare, mais qu'inversement, la conséquence d'une telle intrusion est majeure, le niveau de risque est alors modéré.

L'utilisation de la mesure de risque est une méthode consacrée et valable pour représenter le risque engendré par l'espèce étrangère (ex. Kahn *et al.* 1999; Hewitt et Hayes 2003). Une analyse des risques reste incomplète à moins que l'on ait calculé la mesure de risque. Les méthodes standards pour calculer le risque existent et sont employées couramment (ex. Fletcher *et al.* 2001; Aven 2003).

Tableau 2. Matrice des risques. N = négligeable; B = Basse, M = Modérée; H = Haute; E = Extrême

Probabilité	Conséquence				
	Négligeable	Mineure	Modérée	Majeure	Significative
Rare	N	B	B	M	M
improbable	N	B	M	H	H
Possible	N	B	H	H	E
Probable	N	M	H	E	E
Presque certaine	N	M	E	E	E

Étape 5: Déterminer la classification des risques

Dès qu'un niveau de risque est déterminé, on est en mesure de mettre en place des recommandations de gestion (y compris des recommandations scientifiques). Les recommandations peuvent comprendre l'absence d'action, l'arrêt des importations, le recours à la mise en quarantaine, l'exécution du nettoyage du vecteur (fouling des coques des navires), le recours au bio-contrôle, etc. La classification du risque devrait évaluer l'analyse des besoins sociaux et politiques, susceptibles d'engendrer des actions pragmatiques. Les engagements nationaux et internationaux jouent un rôle important à cette étape.

Étape 6: Évaluer les incertitudes

Cette étape survient tout au long du processus de l'analyse des risques. Quelque soit la méthode utilisée, les évaluations laissent toujours une marge d'incertitude au niveau des résultats. Ceci peut être dû à une erreur de mesure ou à une variabilité réelle dans l'évaluation. L'incertitude existe parce qu'il y a des variations naturelles et stochastiques dans nos environnements difficiles à saisir, et que les humains ont une compréhension incomplète des systèmes biologiques, physiques et anthropiques. C'est tout à fait compréhensible, car les écosystèmes sont fort complexes et inter-reliés dans l'espace et dans le temps. Il est souvent impossible de prévoir la dynamique des écosystèmes (voir Burgman *et al.* 1993; Harwood et Stokes 2003). L'incertitude survient aussi lorsque l'on considère les critères d'acceptation – qu'est ce qu'un niveau acceptable de risques? _ Le niveau acceptable de risques doit être déterminé au niveau d'une région ou d'un

pays, et utilisé invariablement pour des régions, des espèces et des activités de grande valeur, qu'il convient de protéger dans le temps et dans l'espace.

Lorsqu'on essaye de déterminer les impacts sur un écosystème, deux approches sont souvent utilisées. Celle-ci identifie les différents aspects qui composent un écosystème et évalue les impacts sur ces aspects. La première approche utilise l'analyse quantitative pour identifier les impacts manifestes ou modérés résultant d'expériences empiriques ou de manipulations. Cette approche fournit des données précises, mais comporte aussi de sérieuses lacunes: elle prendrait des années, coûterait plusieurs millions de dollars ; sans oublier les restrictions d'ordre éthique liées au recours à des espèces étrangères dans les expériences de manipulation, qui pourraient entraver et limiter la capacité à juger des impacts. L'incertitude dans cette approche peut être traitée par l'analyse HAZOP, et par des analyses de surveillance et de sensibilité afin d'approfondir les connaissances (ex. Hayes et Hewitt 1998).

La deuxième approche consiste à déterminer la valeur et les altérations subies par une valeur fondamentale après qu'elle ait été affectée par une espèce étrangère, selon un mode semi-quantitatif, en sondant les opinions et les incertitudes des acteurs et des experts (**approche Delphi**). Les évaluations delphiennes tentent d'établir des différenciations au niveau de ces sources d'incertitude en agrandissant les dimensions de l'échantillonnage d'où l'on a tiré les avis (nombre d'experts). De cette façon, l'évaluateur fera du mieux qu'il peut pour trouver les meilleurs experts, il pourra utiliser le système des questions à choix multiples pour déterminer la cohérence des avis. Les différents participants/répondants auront différents niveaux de compréhension, de connaissances et de perception, de ce fait, leurs appréciations d'une valeur fondamentale ou d'un impact seront variables. Pour saisir cela, la série de probabilités et/ou de conséquences telle qu'elle est perçue par les participants du groupe témoin est accompagnée des variations utilisées pour représenter l'incertitude. Un éventail réduit d'opinions dévoile moins d'incertitude, contrairement à un plus grand éventail qui lui, illustre plus clairement l'incertitude.

2.0 Types d'évaluations des risques

Les pages qui suivent identifient et fournissent une vue d'ensemble des approches existantes liées à l'analyse des risques, tout en décrivant les besoins spécifiques de la recherche pour chaque type d'analyse des risques. Des exemples de cas régionaux ou internationaux de ces mêmes types d'évaluation de risques, effectués avec succès, sont aussi passés en revue. Trois approches sont exposées ci après:

- **Évaluations des risques au niveau des espèces** qui peuvent être appliquées aux introductions ou aux translocations intentionnelles ou fortuites, pour aider à identifier les espèces étrangères à haut risque;
- **Évaluations des risques liés aux vecteurs** qui permettent de différencier les articles (ex. navires, appareillages, fermes aquacoles) ou les activités à haut risque d'un vecteur, aidant, ainsi, à améliorer la gestion; et
- **Évaluations des risques au niveau des voies** qui tiennent compte d'une comparaison entre les différents vecteurs et les différents points "nœuds" tels que les ports et les marinas.

2.1 Évaluation des risques au niveau des espèces

L'analyse des risques peut être appliquée dans plusieurs cas, comme par exemple l'évaluation des risques au niveau des espèces pour les introductions intentionnelles; les analyses post-hoc, après qu'on ait détecté une



intrusion (accidentelle) (ex. les Evaluations d'Impacts liés aux Organismes ; les Normes de Santé pour l'Importation ; le Code de Conduite du CIEM).

Pour entreprendre une évaluation de risques des espèces, les informations suivantes sont essentielles:

- **La pression de propagule:** c'est la quantité de matériau biologique qui arrive dans un endroit spécifique (pays, état, région, port);
- le nombre de sites de libération de l'espèce;
- le nombre de cas d'introduction; et
- à un moindre degré, le degré de tolérance environnementale de l'espèce dans sa distribution d'origine en comparaison avec la région évaluée (ex. Méditerranéenne ou point nodal).

2.1.1 Exemples

Le Code de Conduite du CIEM pour les Introductions et Transferts d'Organismes Marins (2004) est un exemple de procédure méthodologique qui incorpore l'analyse des risques et le processus décisionnel pour les introductions intentionnelles. Le Code de Conduite du CIEM opère des évaluations sur la base de différents mouvements d'espèces prévus, en vue de déterminer si l'espèce cible est susceptible de causer un dommage, ou encore si une espèce parmi les espèces associées coexistant avec l'espèce cible, sont susceptibles de causer un préjudice quelconque: parasites, agents pathogènes, microbes pathogènes, y compris ceux véhiculés par les humains. Le Code de Conduite du CIEM est un outil utile pour les introductions intentionnelles.

Trois méthodes sont utilisées habituellement pour évaluer les risques liés à l'espèce dans les cas d'introduction délibérés ou accidentels: l'élaboration de normes de santé pour les importations (l'importation programmée de l'espèce); les Evaluations d'Impacts liés aux Organismes (EIO; pour les évaluations post-hoc des intrusions; Campbell 2000 a), et l'établissement d'une liste des futures espèces nuisibles (Hewitt et Hayes 2001; Hayes et Sliwa 2003).

Listes des Futures Espèces Nuisibles: L'identification d'espèces problématiques est une tâche difficile et souvent controversée. Néanmoins, plusieurs pays ont adopté une approche d'espèce cible dans un souci de biosécurité marine (ex. Australie, Nouvelle-Zélande). Cette approche génère des espèces cibles qui sont portées sur la "liste noire" et qui par conséquent ne peuvent pas être importés dans un pays (selon les normes de santé liées aux importations) sauf si une exemption est accordée, ou si les espèces sont identifiées en tant qu'"organismes indésirables".

L'établissement des Listes des Futures Espèces se fait sur la base d'une évaluation des espèces selon un ensemble de critères. Ces critères fournissent une méthode explicite, transparente et non discriminatoire pour évaluer et identifier les risques potentiels d'espèces. Une série de critères envisageables (relatifs au fouling des coques et aux eaux de ballast) sont:

- L'espèce a été signalée dans un vecteur de transport maritime ou a un historique en rapport avec les navires; ET
- Le vecteur continue d'exister; ET

- L'espèce a été responsable de préjudices environnementaux et/ou économiques; ET
- L'espèce est introduite dans [un pays/une région] ou présente dans [un pays/une région] mais est soumise à un contrôle officiel (c.-à-d., listée, restreinte, sinon réglementée par une autorité nationale compétente) (Hewitt et Hayes 2001).

Évaluations d'Impacts liés aux Organismes: Une évaluation d'impacts liés aux organismes (EIO) évalue les risques des espèces en utilisant une finalité d'impact: à savoir, l'introduction d'espèces causera-t-elle un impact sur les valeurs fondamentales (environnement, aspects économiques, sociaux, culturels) ? Les EIO sont utilisées pour évaluer des intrusions fortuites d'espèces étrangères (ex. Campbell 2005a). Cette méthode utilise les connaissances heuristiques tirées de la littérature et de panels de consultants/comités consultatifs techniques ; elle est analogue à 'l'analyse des risques relatifs' (voir Roberts et al. 2002). En l'absence de publications et de données scientifiques empiriques sur les impacts d'espèces étrangères particulières, on peut recourir à l'approche Delphi. Une approche delphique utilise un certain nombre de groupes témoins de différentes régions, recrutés parmi un large éventail d'acteurs, de façon à représenter différentes perceptions au sein d'une même communauté. Une approche delphique crée une population statistique de visions qui saisit un large éventail d'opinions au sein de la communauté, le risque perçu est défini sur la base de la tendance au centre (moyenne). Ainsi, le but des groupes témoins est d'évaluer la valeur perçue dans une aire réceptrice et ensuite d'évaluer les impacts perçus au niveau de cette valeur si une intrusion d'espèce étrangère se produit dans cette région. Les données collectées parmi ces groupes témoins sont alors analysées, et on conduit ainsi une analyse des risques liés à l'impact d'espèces étrangères sur les quatre valeurs fondamentales. L'EIO suit un processus de cinq-six étapes:

• Identifier le danger

- * Identifier les sous-composantes des valeurs fondamentales: Chaque valeur fondamentale est constituée d'un certain nombre de sous-composantes qui couvrent un large éventail et sont perçues différemment par les différents acteurs. Les sous-composantes changent également selon l'espace (d'une région à une autre) et le temps (au fil du temps). Les exemples des sous-composantes de valeurs fondamentales au titre de l'environnement, comprennent: les habitats, les espèces protégées, la biodiversité etc.; au titre de l'économie: l'infrastructure portuaires, les marinas et les voies de transport maritime, la pêche; et au titre des aspects sociaux : la santé humaine, le tourisme, l'esthétique, la spiritualité culturelle, l'identité locale, régionale, nationale, les repères symboliques. En raison de la variabilité des sous-composantes, il est important de mettre à jour régulièrement les évaluations de risques.
- * Apprécier les valeurs des sous-composantes identifiées: En utilisant les appréciations conditionnelles, la valeur en dollar ou une classification semi-quantitative (basse, moyenne, haute) associée à chaque valeur fondamentale et/ou aux sous-composantes qui lui sont attribuées. L'Annexe B fournit un bref aperçu des estimations et de leur confirmation selon les méthodes d'évaluation conditionnelle (MEC).
- **Déterminer la Probabilité:** La probabilité est décrite habituellement comme la probabilité qu'un événement se produise, allant d'une incidence rare à des événements probables ou fréquents.
- **Déterminer la Conséquence (le degré d'impact que l'espèce étrangère aura sur chaque sous-composante):** Conséquence, degré d'impact que l'espèce étrangère peut avoir sur les valeurs fondamentales. Elle est évaluée en déterminant les changements subis par la valeur dans la région réceptrice de l'espèce étrangère (voir l'exemple à l'Annexe C), puis en mesurant ce changement par

rapport à un certain nombre de matrices de conséquences. Ainsi, la conséquence est calculée en mesurant le changement dans la valeur dans les deux cas d'un système pré et post affecté par l'impact. Les matrices de conséquence fournissent des exemples multiples de degrés d'impact, ces degrés ne sont pas tous nécessairement considérés comme pertinents. Les conséquences peuvent être évaluées en dollar ou selon une classification catégorique semi-quantitative (voir l'Annexe B).

- **Détermine le risque** : Une mesure de risque est alors calculée en multipliant la probabilité par la conséquence (Tableau 2).
- **Évaluer l'incertitude** : Indépendamment de la méthode utilisée, les évaluations dévoileront une incertitude au niveau des résultats. Ceci peut être dû à une erreur de mesure ou à une variabilité réelle dans l'évaluation. Les évaluations delphiques tentent d'établir des différenciations au niveau de ces sources d'incertitude en agrandissant les dimensions de l'échantillonnage d'où on a tiré les avis (nombre d'experts); ainsi l'évaluateur fera du mieux qu'il peut pour identifier les meilleurs experts, il pourra utiliser le système des questions à choix multiples pour tester la cohérence des avis. Les différents participants auront différents niveaux de compréhension, de connaissance et de perception; et de ce fait, leur évaluation d'une valeur fondamentale et d'un impact seront variables. Pour saisir cela, la série de probabilités et/ou de conséquences telle qu'elle est perçue par les participants du groupe témoin est exposée accompagnée des variations utilisées pour représenter l'incertitude. Un éventail réduit d'opinions dévoile moins d'incertitude, contrairement à un plus grand éventail qui lui, révèle plus clairement l'incertitude.

L'EIO est dans une certaine mesure subjective et imprécise; mais elle a des avantages intrinsèques notoires, tels que: la capacité à fournir un résultat en l'absence ou manque de données empiriques suffisantes; l'intervention des acteurs à travers une vaste panoplie de régions aboutissant à une meilleure compréhension et une meilleure adhésion de ces acteurs; la transparence et l'éducation (les informations sur les espèces étrangères et leurs effets sont mis à la disposition des acteurs); et la participation des acteurs qui participent à la détermination des risques constatés.

Normes de Santé pour l'Importation (NSI): Les NSI sont des documents de procédure législative établis pour s'assurer que les normes internationales de la mise en quarantaine et de l'évaluation scientifique convenues sont respectées de telle façon à réduire les restrictions commerciales d'importations de marchandises sans garanties. Dans ce cas, des Normes de Santé pour l'Importation (NSI) sont utilisées pour évaluer le risque lié aux introductions intentionnelles d'espèces non-indigènes (Anon 2005). Étant donné que l'introduction de l'espèce importée est intentionnelle, la probabilité est alors évaluée en tant que 'presque probable' sur la base des conséquences évaluées pour ce type d'intrusion. Les NSI sont semblables au Code de Conduite du CIEM, ils combinent l'évaluation de risques et le processus décisionnel pour les introductions intentionnelles.

Toute demande d'importation d'espèce (indigène ou étrangère) qui arrive suscite une série d'étapes qui mènent aux analyses de risque et à l'analyse des risques encourus. La finalité de l'analyse des risques doit mesurer l'impact de cette espèce sur les valeurs fondamentales de la région réceptrice. La plupart des évaluations des NSI sont spécifiques à l'espèce; évaluant les différentes espèces et les éventuelles espèces associées ; toutefois certaines sont axées sur les vecteurs (voir plus loin). Par exemple, une demande d'importation d'huîtres adultes pour l'aquaculture impliquerait une analyse des risques liés à l'espèce de l'huître elle-même, ainsi que l'analyse des risques liés à toutes les espèces épi- et endo-biontes possibles

associées et connues dans la région donatrice. Ceci impliquerait aussi que l'on superpose les résultats de l'évaluation des risques aux impératifs sociaux, économiques et culturels dans l'évaluation finale des risques. Les impacts positifs et négatifs sont considérés et évalués dans le processus d'analyse des risques. En général, une approbation/autorisation d'importation est accordée pour les espèces à risque Bas à Négligeable, contrairement aux espèces à risque Modéré à Haut, qui elles, sont rejetées. Toutefois, on peut accorder une autorisation d'importation pour les espèces à risque Modéré à Extrême (à travers une exemption) si les normes de la quarantaine/confinement sont appliquées, réunies, contrôlées et surveillées.

Le résultat final des NSI et de ses analyses associées est une liste d'espèces ('liste blanche') apposée au document des NSI. La liste blanche contient les espèces à risque Bas à Négligeable qui ont été évaluées et approuvées à l'importation. Toutes les fois qu'une espèce est ajoutée à la liste blanche, elle jouit de l'approbation d'importation pour le futur, ce qui permet d'éviter toutes les analyses rigoureuses de risques, les évaluations de risques et le processus d'importation. Par conséquent, la liste blanche devient le repère principal de référence pour l'analyse des NSI lorsqu'on reçoit de nouvelles demandes d'import/export, car elles permettent aux décideurs de contourner tout le processus et d'accorder des exemptions sans avoir à subir le processus des NSI dans sa totalité. Pour être efficace, le document des NSI et la liste blanche d'espèces exemptées qui lui est associée doivent être régulièrement réévalués, surtout lorsque de nouvelles informations sont rendues disponibles. Deux exemples de documents de l'IHS sont "L'analyse australienne des risques de l'importation de poissons ornementaux vivants" (Australian Import Risk Analysis for Live Ornamental Finfish ; Kahn *et al.* 1999) et la "Normes de santé pour l'importation de poissons ornementaux et des invertébrés marins de tous les pays en Nouvelle-Zélande" (New Zealand Import Health Standard for the Importation Into New Zealand of Ornamental Fish and Marine Invertebrates from All Countries; Anon 2005).

2.2 Evaluation des risques liés aux vecteurs

Les évaluations de risques axées sur les vecteurs identifient les expéditions ou les intrusions qui présentent des risques potentiels plus graves que d'autres (ex. l'analyse des risques liés à l'eau de ballast entreprise en Australie). Il y a un grand nombre de vecteurs connus pour être responsables du transfert d'espèces étrangères marines. Généralement, l'attention est centrée sur l'eau de ballast et les sédiments associés, le fouling de la coque et la mariculture (aquaculture).

Les évaluations de risques associés aux vecteurs les plus fréquemment établis relèvent de la gestion des eaux et des sédiments du ballast. Ces évaluations ont été faites par un certain nombre de pays et d'organismes, et sont basées sur deux types principaux d'évaluation: **les correspondances environnementales**, où deux environnements sont comparés dans leurs similarités (ou dissemblances) selon une série de variables environnementales considérées d'importance écologique; et **les évaluations axées sur les espèces**, où un modèle de série d'événements est utilisée pour déterminer la probabilité d'introduction et d'établissement d'une espèce dans l'environnement récepteur. Les deux types d'évaluation de risques basés sur le vecteur, peuvent être appliqués à des échelles géographiques de grandeur multiple, à des bio-provinces (ex. Méditerranée), ou à des régions plus petites (ex. nation, état, aire marine protégée).

Les correspondances environnementales évaluent précisément les similitudes dans un sens statistique, sans examiner les déterminants biologiques des limites séparant le semblable du dissemblable. De même que le choix des paramètres environnementaux pour l'évaluation est rarement basé sur les conditions de survie des espèces, mais plutôt sur des caractéristiques environnementales déjà aisément accessibles dans les **régions donatrices** et **réceptrices**. En conséquence, étant donné que les évaluations des correspondances

environnementales requièrent une masse réduite de données, elles aboutissent généralement à des résultats moins conventionnels, et à une plus grande probabilité d'erreur de type I (détectant une différence là où il n'y en a pas, et aboutissant à un faible risque erroné).

En revanche, les évaluations de risques axées sur l'espèce utilisent des informations et des connaissances détaillées sur la distribution des espèces, sur leur périodicité reproductrice, leurs contraintes physiologiques et leurs préférences environnementales. Les évaluations des niveaux de risques pour les espèces requièrent une masse solide de données, et aboutissent généralement des résultats extrêmement conventionnels et à une plus grande probabilité de l'erreur de type II (ne détectant pas de différence là où il en existe, et aboutissant à un haut risque erroné).

La Convention internationale pour le Contrôle et la Gestion des eaux et sédiments de ballast a élaboré une Directive sur l'Évaluation des Risques (G7) qui permettra aux états d'accorder des exemptions sur les obligations de la Convention. La formule courante de la G7 (qui a été débattue à la 55ème réunion du Comité pour la protection de l'environnement marin (MEPC) de l'OMI) élabore un cadre où les deux types d'évaluation, à savoir celui de des correspondances environnementales et celui des espèces, sont utilisés.

Les évaluations de risques pour les correspondances environnementales devraient être utilisées seulement dans les cas où les environnements se situent entre deux extrémités biologiques, comme par exemple entre un environnement intégralement d'eau douce et un environnement intégralement marin. Dans de telles circonstances, les espèces qui peuvent survivre aux deux extrémités (comme par ex. les espèces **catadromes** et **anadromes**) devraient être évaluées séparément.

En revanche, les évaluations basées sur les espèces sont seulement utilisées pour une bio-province unique (comme la Méditerranée) où on assume que la majorité des espèces indigènes sont communément partagées. Dans de tels cas, on peut supposer que l'espèce inconnue est indigène, réduisant ainsi le nombre d'évaluations d'espèces requises. Pour les ports donateurs, les espèces étrangères dont la nocivité est avérée, devront être évaluées afin de déterminer le degré de nocivité qu'elles peuvent engendrer dans le port de destination (et dans les localités adjacentes). La nocivité devrait être évaluée en fonction de son impact spécifique sur les valeurs et les ressources fondamentales. Les évaluations d'espèces doivent également être révisées régulièrement car les informations nouvellement acquises peuvent changer les résultats de l'évaluation des risques.

2.2.1 Exemples

Le développement des normes de santé pour l'importation (NSI) telle que les Normes de Santé pour l'import établies par la Nouvelle-Zélande pour l'Importation d'Eau de Ballast (Biosécurité de la Nouvelle-Zélande), ou le processus chilien d'importation d'espèces aquacoles, sont autant d'exemples d'analyses de risques sur les dangers liés aux vecteurs.

Normes de Santé pour l'Importation : Comme nous l'avons indiqué plus haut, les NSI sont des documents de procédures législatives destinés à s'assurer que le niveau de la mise en quarantaines et les évaluations scientifiques convenues internationalement sont respectées, afin de réduire les restrictions commerciales sans garanties. Ces normes combinent les évaluations de risques et les processus décisionnels dans l'évaluation de l'introduction intentionnelle d'espèces (comme dans le Code de Conduite du CIEM). Leur mode d'opération consiste à étudier la validité et les risques éventuels engendrés par toutes les demandes d'importation d'espèces (et éventuellement les espèces associées) ou par un vecteur. En

entreprenant des évaluations de type NSI, la probabilité de l'introduction de l'espèce ou du vecteur est considérée comme 'presque certaine', et les conséquences (impact) de l'espèce ou du vecteur sont donc examinés. Normalement, les NSI s'appliquent à l'espèce, mais il existe des NSI spécifiques qui s'appliquent aux vecteurs. Ces vecteurs incluent l'eau de ballast, l'équipement de la pêche, la roche marine (y compris la roche vivante pour le commerce d'aquariums), les bateaux de plaisance importés, les cordes et les ancres. Les NSI liées aux vecteurs sont utilisées dans le but d'établir des réglementations une fois la conséquence démontrée. Elles permettent la mise en place de mesures qui réduisent la probabilité et fournissant des informations, par exemple sur les espaces d'échange d'eau de ballast ou sur les normes de nettoyage et de vidange de la quarantaine, etc. De telles NSI suivent les mêmes procédures indiquées précédemment, à la seule différence que dans cette analyse, l'accent est mis sur le vecteur lui-même, plutôt que sur l'espèce. Un exemple courant d'une NSI de vecteur est la norme sur l'échange de l'eau de ballast en mer.

Le Modèle d'importation des espèces aquacoles: La mariculture et l'aquaculture sont des industries mondiales en plein essor, qui tentent de répondre aux problèmes d'extension des populations et de diminution des réserves halieutiques. Un certain nombre de régions ont décidé que la sécurité alimentaire peut être améliorée en recourant à des espèces marines étrangères pour soit: a) aider à fournir de la nourriture à la population des régions, ou b) aider à fournir un produit d'exportation fortement prisé ailleurs et donc commercialisable. Ces deux arguments sont louables si l'utilisation éthique de l'espèce marine étrangère est en rapport adéquat avec les exigences de la sécurité sociale et économique. Peu de modèles existent qui ciblent spécifiquement l'importation d'espèces étrangères pour l'aquaculture/mariculture. Le modèle qui suit a été adopté avec succès au Chili, en Amérique du Sud (Campbell 2005b; Campbell et Hewitt 2005; Hewitt *et al.* 2006).

Le modèle est utilisé lorsqu'il y a une demande d'importation d'une espèce non-indigène ou d'un génome non-indigène. La requête se fait suivant des modèles normalisés et permet, de ce fait, la mise en place d'un processus transparent d'évaluation. La demande doit inclure les informations qui permettent aux décideurs de déterminer au minimum :

- Les espèces:
 - o L'espèce et les espèces associées concernées par la demande;
 - o Les impacts constatés de l'espèce cible, s'il y en a eu ailleurs ;
 - o L'usage que l'on fera de l'espèce;
 - o Si on peut lui substituer une espèce locale ;
 - o Si cette espèce requiert l'importation d'une source alimentaire spécifique également étrangère (par exemple, certains ormeaux se développent mieux avec le *Macrocytis* comme source de nourriture);
- Les aménagements_ d'exportation:
 - o Le lieu d'origine des importations (bioprovince, température de l'eau, salinité, informations sur les pathologies);
 - o les procédures de certification et de quarantaine suivies par la région exportatrice;
 - o le mode d'importation (indiquer s'il s'agit d'importation de larves, d'œufs, de population juvénile ou adulte; les mesures prises pour réduire le fouling des adultes; les mesures pratiques utilisées pour détecter les pathologies);
 - o Si les réserves importées proviennent de réserves sauvages ou de mariculture/aquaculture;



- o Si les réserves importées sont génétiquement modifiées ou nourries par des sources alimentaires génétiquement modifiées;
- Les services d'importation:
 - o Origine de la requête (personne, compagnie, entité locale, régionale, nationale, internationale);
 - o les procédures de confinement et de mise en quarantaine adoptées (si on a besoin de les instituer, et la façon dont elles seront révisées);
 - o Si le service est en conformité avec les certifications régionales/nationales/internationales;
 - o informations sur le service d'aquaculture récepteur (est-ce un service ouvert ou fermé; systèmes de filtration utilisés; s'il y a une phase de trans-localisation de l'espèce entre les services);
 - o S'il y a une évaison probable du matériau dans l'environnement marin;
 - o Le type de procédures de confinement d'urgence;
 - o Les mesures prévues pour contenir les pathologies qui se déclarent dans les services d'importation;
 - o S'il existe des conditions spécifiques pour le transfert de l'espèce entre les différents services à l'intérieur du pays (par exemple, au niveau des services de couvée du stock);
 - o la proximité du service aux aires de haute valeur, en particulier, celles qui sont protégées par des conventions nationales ou internationales;
- Le monitoring
 - o Type de monitoring sanitaire environnemental envisagé;
 - o Type de contrôle environnemental envisagé;
 - o Taux de fréquence du monitoring;
 - o Si le monitoring est revu et est doté d'un corps statutaire d'évaluation; et
 - o Les dispositions (mesures d'urgence) prévues dans le cas d'un déchargement accidentel de l'espèce étrangère.

C'est en effet le rôle des décideurs d'entreprendre une analyse des risques et une analyse des risques. Pour être efficace, le processus de risque doit déterminer les impacts inacceptables, les méthodes utilisées dans les évaluations de risques, le niveau acceptable de risque, mettre en place un comité scientifique de supervision et de révision et développer des plans d'action ou des directives d'urgence pour répondre au déchargement accidentel d'une espèce non-indigène (Figure 2). Les valeurs fondamentales (et/ou ses sous-composantes) que les décideurs essayent de protéger et de contrôler doivent être identifiées *a priori* ceci peut se produire au moyen d'une évaluation simple des conventions nationales et internationales (ex. CDB), ou cela pourrait aussi être plus complexe qu'une évaluation des différentes sous-composantes des valeurs fondamentales. Pour aboutir à un processus cohérent, l'idéal est d'identifier les valeurs fondamentales *a priori* au lieu de les identifier ponctuellement à chaque requête.

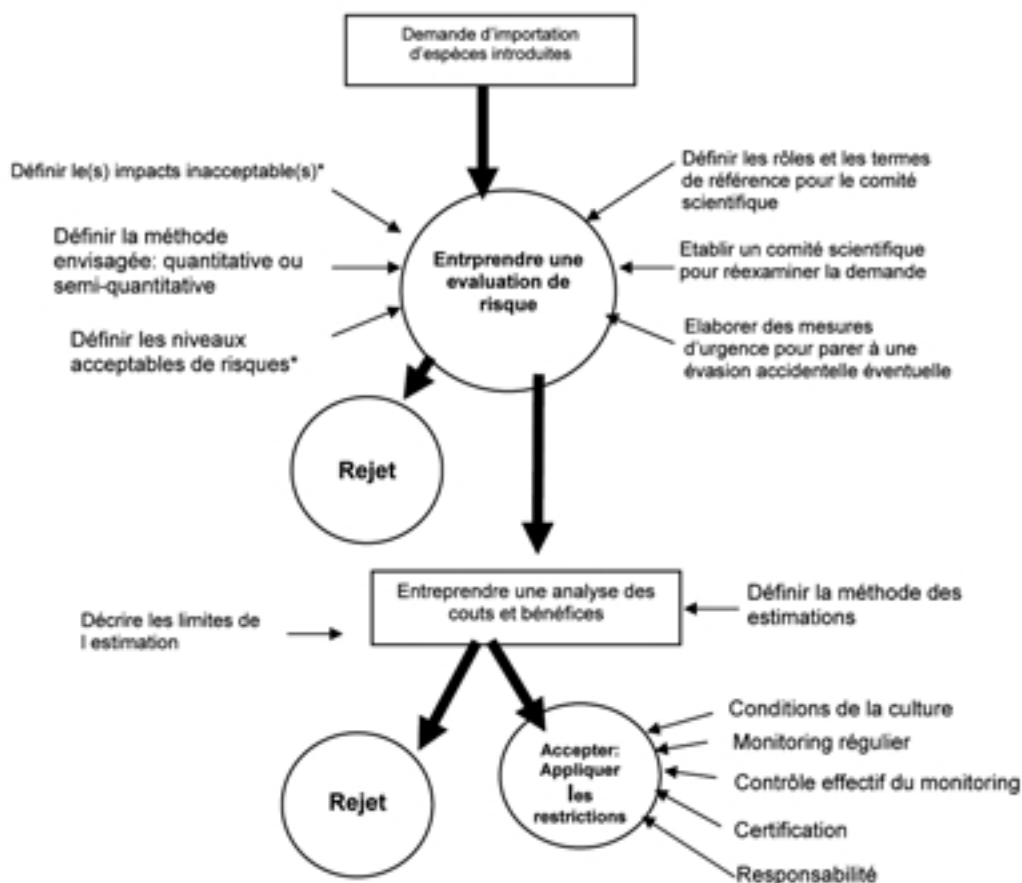


Figure 2. Cadre conceptuel des risques liés à l'importation d'espèces non-indigènes destinées à l'aquaculture (modifié d'après A. Brown, comm. pers.). * montre qu'une action peut survenir avant l'analyse des risques.

Dans certains cas, il peut être nécessaire d'entreprendre des essais d'expérimentations sur une espèce pour déterminer sa capacité à survivre, à se développer et être contrôlée sous certaines conditions. Pour s'assurer que toutes les données pertinentes sont incluses dans l'analyse des risques, le processus d'analyse des risques est remis à une phase ultérieure lorsque tous les résultats de la phase des essais expérimentaux auront été effectués. En principe, les essais sont conduits dans les pays donateurs (pour une minimisation de risques); mais si des procédures rigoureuses de mise en quarantaine sont établies et appliquées, les essais peuvent alors être effectués dans le pays d'accueil. Les essais entrepris dans le pays bénéficiaire ne sont jamais conduits dans un environnement ouvert ou semi-ouvert; tous les matériaux utilisés lors des essais (y compris l'espèce testée) doivent être stérilisés pour être totalement inoffensifs avant d'être jetés. Aucun des matériaux jetés ne doit être jeté dans le milieu marin ou estuarien.

Une fois l'analyse des risques terminée, le décideur sera en mesure de déterminer si une application est à rejeter ou s'il doit passer à la deuxième étape du modèle. Les applications qui sont rejetées reçoivent un feedback, qui leur permet d'être modifiées et potentiellement réappliquées. Si le risque est considéré comme Négligeable ou Bas, on entreprend une analyse des coûts et bénéfices. Cette analyse déterminera les bénéfices nets rapportés par l'espèce non-indigène à l'écosystème, à l'économie, à la société et à la culture, et évaluera les coûts liés à l'intrusion de l'espèce non-indigène (ex. destruction de l'infrastructure, licenciement, perte d'industries, perte de ressources marines, extinction de l'espèce, etc.). Pour s'assurer de la mise en place d'une approche cohérente pour toutes les requêtes, la méthodologie et les contraintes de l'évaluation doivent être énoncées avant l'analyse des coûts et bénéfices. La décision du rejet ou de l'acceptation d'une requête d'importation se fait sur la base des résultats de l'analyse des coûts et des bénéfices. L'acceptation doit être assortie de mises en garde qui doivent être respectées, telles que la définition et la réglementation des conditions de la culture; la réglementation de la nature des importations (larves/œufs, juvéniles, adultes); l'élaboration et l'application d'un contrôle régulier selon les méthodes scientifiques; l'établissement de programmes efficaces de surveillance et de monitoring; l'établissement d'un programme de certification pour les importateurs et de canaux de responsabilités clairement définies afin d'assurer une totale transparence et de réduire tout type de confusion des rôles si un déchargement accidentel devait se produire.

Modèle de Décision en Arbre pour l'importation de micro-algues: Un deuxième modèle qui peut être employé conjointement avec les procédures des NSI est le modèle de décision en arbre, qui amène le décideur à se poser une série de questions formulées sous forme de phrases du type « si/donc » avant d'aboutir à des actions directes concernant l'approbation ou la désapprobation de l'importation de micro-algues (espèces indigènes et non-indigènes) (Campbell 2004). En répondant par oui ou par non à une série de questions simples, on aboutit selon le modèle de la décision en arbre à approuver/rejeter la demande d'importation ou encore à l'assortir ou non, si elle est approuvée, de conditions spécifiques. Le modèle peut être qualitatif, semi-quantitatif ou quantitatif et est basé sur une saisie des données. Comme pour les procédures des NSI, la probabilité est presque certaine étant donné que l'espèce est importée. Chaque étape est évaluée en fonction d'un contexte de diminution de risques (à travers un procédé de gestion par exemple), la finalité étant le résultat des questions posées à chaque étape du processus. Les modèles de décision en arbre ne tiennent compte qu'invariablement des obligations nationales ou internationales spécifiques. En Nouvelle-Zélande, un modèle à huit étapes a été développé pour l'importation des micro-algues traditionnellement utilisées pour les analyses en laboratoire (normes de couleurs) et pour l'alimentation en aquaculture déchargée directement dans le milieu marin (Campbell 2004). De tels modèles sont aisément adaptables à d'autres pays ou régions, telles que les pays méditerranéens, ou aux taxons (tels que les poissons et les invertébrés).

Une des qualités du modèle de décision en arbre est sa capacité à incorporer des analyses à plusieurs niveaux traitant des espèces étrangères et des organismes génétiquement modifiés. Un autre point fort de ce modèle, est sa capacité à combiner des informations d'ordre biologique et social ainsi que des obligations législatives, et à les transformer en un ensemble de directives claires mises à la disposition des décideurs.

Autres recherches : Les recherches aboutissant à des analyses de risques liés aux vecteurs comprennent l'évaluation des activités halieutiques et les risques engendrés par ces activités lorsqu'elles entraînent ou translocalisent des espèces "nuisibles" (N. Parker, *comm. pers.*). De telles études fournissent des informations sur les dangers encourus (comme par exemple, les mouvements des vecteurs de pêche, le type de navire, le temps, l'origine, la destination) et sont utilisés pour l'élaboration de directives. Dans un souci d'efficacité, on

assume que l'éducation et la sensibilisation aux problèmes de la translocation qui découlent des méthodes halieutiques et d'aquaculture, tout autant que la concertation et la consultation, sont nécessaires. Le trafic naval local ou régional devrait également être étudié en tant que vecteur afin d'aboutir aux meilleures directives et pratiques capables de fournir des conseils préventifs aux propriétaires de navires de plaisance les gardant de translocaliser des espèces marines parasite.

2.3 Analyse des risques liés aux voies

Les évaluations des risques liées aux voies d'introduction évaluent les espèces et les vecteurs, ainsi que leur interaction et interpénétration (ex. les systèmes en cours d'élaboration en Australie, Nouvelle-Zélande, l'évaluation GloBallast). Traditionnellement, cette méthode se concentre sur des points nodaux tels que les ports ou les marinas, et repère les points nodaux les plus exposés à l'introduction de nouveaux organismes. Ceci est déterminé par l'analyse du nombre de zones marchandes auxquelles ce point nodal est exposé, de la quantité d'eau de ballast, de fouling des coques, de mariculture hébergée, et du nombre de navire accueillis.

2.3.1 Exemples

Fouling des coques des navires et voies d'introduction: Une évaluation adéquate des risques liés au fouling de la coque (ou d'autres vecteurs) requiert des données solides et empiriques. L'exemple de la Nouvelle-Zélande mentionné ci-après montre comment une analyse liée aux voies peut être utilisée pour déterminer les risques. Actuellement, une étude s'étalant sur trois ans est en cours d'élaboration pour déterminer les risques liés au fouling (sur la base des analyses des vecteurs et de voies). Cette recherche est aisément applicable à la Méditerranée. Elle tente de déterminer l'ampleur du fouling et l'identité de l'espèce de fouling des coques des navires internationaux accueillis. Les catégories de navires concernés par l'étude sont les bateaux de pêche, les navires de transport de personnes, les transporteurs de marchandises, les barges, les plateformes de pétrole, et les navires de plaisance. L'étude examine aussi les tendances saisonnières du fouling (hiver, été, printemps et automne) pour chaque type de navire, les itinéraires commerciaux qui leur sont associés et les régions cibles source/donatrices (bio-régions de l'UICN) basées sur des analyses a priori des expéditions précédentes (marchandes et de plaisance) et des données fournies par les douanes. Ce type de recherche requiert certes beaucoup d'efforts et des données cossues, mais il est étonnamment peu coûteux (NZ\$<3 millions) surtout si l'on considère la qualité des données qu'il génère et la multitude des applications qu'il fournit à partir de données.

Ce type de recherches collecte des informations qui permettent d'analyser les risques encourus, et de repérer, en conséquence, les dangers (type de navire et/ou voie de navigation) dans tous les ports et marinas concernés par les navires internationaux dans les eaux d'un(e) pays/région. Ceci a pour résultat de renforcer considérablement la capacité des décideurs à développer des directives et des normes pour les espèces étrangères marines.

Analyse des points nodaux: Les analyses nodales visent à examiner l'impact des différents vecteurs (fouling de la coque, eau de ballast des navires marchands et des bateaux de plaisance, aquaculture) dans les points nodaux spécifiques (tels que les ports, les marinas, les secteurs protégés, etc.). L'analyse nodale étudie les interactions donateurs/récepteurs et leurs effets probables. Ce type d'analyse est actuellement en cours d'élaboration en Australie.

Analyse de voie à vecteur unique: Un des éléments de l'analyse des risques de GloBallast est l'analyse des voies de navigation. Dans cette approche, l'analyse des risques de GloBallast est centrée sur un vecteur



unique. Elle étudie l'impact de l'eau de ballast entre les divers ports source et ports récepteurs. Ces analyses ont été mises en œuvre dans six ports GloBallast: au Brésil, en Chine, en Inde, en Iran, en Afrique du Sud et en Ukraine, et fournissent une analyse simplifiée des risques associés à l'eau de ballast dans six ports; elles s'accompagnent de l'exercice environnemental GloBallast relatif aux correspondances/comparaison de ports pour appuyer les recommandations des stratégies de gestion des eaux de ballast entre les ports.

3.0 Définitions

Terme	Définition
Espèces anadromes	Les espèces qui se reproduisent en eau douce, mais qui passent une partie de leur vie adulte, au moins, dans un milieu marin
Bio-province	Une vaste région naturelle définie par des caractéristiques physiographiques et biologiques où les espèces animales et végétales entretiennent un degré de similitude élevé. Il n'y a pas de frontières nettes ou absolues, mais plutôt des zones de transition plus ou moins clairement définies. Les frontières entre les provinces biologiques s'interpénètrent.
Espèces catadromes	Les espèces qui se reproduisent dans les milieux marins, mais passent une partie de leur vie adulte, au moins, dans un environnement d'eau douce
Valeur fondamentale	La biosécurité vise à fournir des résultats de gestion à quatre composantes sociales importantes: l'environnement, l'économie, la société et la culture
Approche Delphi(que)	L'utilisation des groupes officiels pour obtenir des conseils ou des informations heuristiques et empiriques. Les membres du groupe peuvent être des personnes ordinaires (grand public) ou des techniciens (c.-à-d. des scientifiques, des décideurs, des conservateurs). Cette approche est adoptée généralement lorsque les données empiriques sont indisponibles dans les publications/la littérature, alors qu'un problème spécifique a besoin d'être résolu; on fait donc appel à des 'experts' pour obtenir des conseils. Ces conseils sont alors évalués en fonction des valeurs fondamentales, ou encore utilisés pour estimer les valeurs fondamentales
Port/Region donateur(rice)	Port ou endroit où l'espèce étrangère a été embarquée ou lieu d'origine du vecteur
Assortiment environnemental	Comparaison des similitudes environnementales entre deux régions (régions donatrice et réceptrice) comme mesure de substitution pour les risques de bio-invasion
Analyse de danger	Détermine les actions ou les occurrences qui pourraient avoir des résultats néfastes, ou encore identifie les substances ou les espèces à risque
Analyse de HAZOP	Programme informatisé: logiciel qui étudie les incertitudes dans les analyses de risque

Incursion/intrusion	La découverte d'une espèce étrangère dans une région
Atténuation	L'action d'alléger ou de fournir des compensations pour des impacts causés par une occurrence (ex. éradication d'une espèce introduite). Est souvent assimilée à une pratique de gestion de risques.
Point nodal	Port, marina, aire marine protégée, Zone Marine Particulièrement Vulnérable (PSSA), etc.
AR relative a une voie de navigation	Espèce et vecteurs identifiés ainsi que leur interactions/chevauchements
Approche préventive (Principe)	"une mesure préventive doit être prise lorsqu'il y a de bonnes raisons de croire qu'un préjudice est probable, même en l'absence de toute évidence d'un lien de cause à l'effet " (Eduljee 2000)
Pression de Propagule	Nombre d'individus relâchés
Port/Région récepteur	Port ou lieu où l'espèce étrangère est relâchée, ou destination finale du vecteur
Analyse des risques	Les moyens utilisés pour déterminer la probabilité d'une occurrence importune et les conséquences d'une telle incidence
Evaluation liée à l'espèce	Fournit des informations sur les risques particuliers liés à une espèce désignée
Analyse des risques liés aux espèces	Identifie les espèces représentant un risque plus élevé que les autres
Incertitude	Le degré de fiabilité associé à l'évaluation de risques et/ou aux données
Vecteur	Tout vecteur animé ou non animé transportant des organismes vivants de façon intentionnelle ou fortuite
Evaluation des risques liés aux vecteurs	Identifie les expéditions ou les intrusions potentielles représentant plus de risques que les autres

Références bibliographiques

Anon 2005. Import Health Standard For The Importation Into New Zealand Of Ornamental Fish and Marine Invertebrates From All Countries. Biosecurity New Zealand;Wellington.

Aven, T. 2003. Foundations of Risk Analysis: a Knowledge and Decision-Oriented Perspective. Wiley; England.

Burgman, M.A., Ferson, A., Akcakaya, H. R. 1993. Risk Assessment in Conservation Biology. Chapman and Hall; London.

Campbell, M. L. 2004. Microalgae Importation Decision-Tree – User Notes. Biosecurity New Zealand, Wellington.

Campbell, M. L. 2005b. Risk Analysis for introducing marine species for aquaculture purposes: Practical examples. Chilean Aquaculture Risk Assessment Workshop, Valparaiso, Chile. 20-31st March 2005.



Campbell, M. L. and Gallagher, C. 2007. Assessing the relative effects of fishing on the New Zealand marine environment through risk analysis. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 256-270.

Eduljee, G. H. 2000. Trends in risk assessment and risk management. *Sci. Total Environ.* 249: 13.

Fletcher, W., Sainsbury, K., Chesson, J., Hundloe, T., Fisher, M., Smith, T. 2001. Risk Assessment Process: Wild Capture Fisheries. Standing Committee on Fisheries and Aquaculture – FRDC Ecological Sustainable Development Projects.

Harwood, J., Stokes, K. 2003. Coping with uncertainty in ecological advice: lessons from fisheries. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 617-622.

Hayes, K. R., Sliwa, C. 2003. Identifying potential marine pests – a deductive approach applied to Australia. *Marine Pollution Bulletin* 46: 91-98.

Hewitt, C. L., Campbell, M. L. 2005. Applying risk analysis to marine aquaculture species. Chilean Aquaculture Risk Assessment Workshop, Valparaiso, Chile. 20-31st March 2005.

Hewitt, C.L., Campbell, M.L., Gollasch, S. 2006. Alien Species in Aquaculture. Considerations for Responsible Use. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, viii + 32pp.

Hewitt, C. L., Hayes, K. R. 2001. Marine biosecurity and risk assessment. Proceedings of the Quarantine and Market Access Conference, Canberra, Australia, October.

Kahn, S. A., Wilson, D. W., Perera, R. P., Hayder, H., Gerrity, S. E. 1999. Import risk analysis on live ornamental finfish. AQIS; Canberra.

Roberts, M. H., Newman, M. C., Hale, R. C. 2002. Overview of ecological risk assessment in coastal and estuarine environments. pp 1-13 in: Newman, M. C., Roberts, M. H., Hale, R. C. (eds.). Coastal and Estuarine Risk Assessment. Lewis Publishers; Boca Raton.

Standards Australia 2000. Environmental Risk Management. 3rd edition. Standards Australia; Homebush, NSW. 30pp.

Standards Australia 2004. Risk Management Guidelines: Companion to AS/NZS4360: 2004. Standards Australia; Homebush, NSW. 116pp.

Annexe A: Exemple générique des matrices de conséquences pour les espèces étrangères (Campbell 2005 a, 2005b; Hewitt et Campbell 2005)

Les matrices de conséquences génériques sont les mêmes pour toutes les espèces étrangères. Pour les adapter à une espèce étrangère ou à une région spécifique, il suffit de changer le taux de pourcentage et les temps de récupération selon un processus de conseil/consultation d'experts.

Tableau A1. Matrice de conséquences Environnement - Biodiversité

Niveau	Descripteur	Impact sur la biodiversité
1	Négligeable	<ul style="list-style-type: none"> La diminution en biodiversité (espèces non commercialisées, espèces non constructrices d'habitat et espèce non protégée) est minimale (<10%) en comparaison avec les pertes entraînées par d'autres activités humaines La diminution de la richesse et l'altération de la composition des espèces ne sont pas aisément perceptibles (<variation 10%). Si l'espèce étrangère est éradiquée, le temps de récupération est estimé en jours; sans altération de la richesse ou de la composition de l'espèce
2	Mineur	<ul style="list-style-type: none"> La diminution en biodiversité (espèce non commercialisées, espèces non constructrices d'habitat et espèces non protégées) est <20% en comparaison avec les pertes entraînées par les activités humaines Les altérations au niveau de la richesse et de la composition de d'espèce ne sont pas aisément perceptibles (<20%) Diminution de biodiversité (espèces non commercialisées, espèces non constructrices d'habitat et espèces non protégées); l'aire d'impact de l'espèce étrangère est relativement petite en comparaison avec les aires de distribution connues (<20%) Si l'espèce étrangère est éradiquée, le temps de récupération est estimé en jours ou en mois; aucune perte de populations (espèce non commercialisées, espèces non constructrices d'habitat et espèces non protégées); aucune extinction locale
3	Modérée	<ul style="list-style-type: none"> La diminution en biodiversité (espèce non commercialisée, espèces non constructrices d'habitat et espèces non protégées) est <30% en comparaison avec les pertes entraînées par les activités humaines La diminution en richesse et en composition des espèces est de <30% La diminution en biodiversité (espèces non commercialisées, espèces non constructrices d'habitat et espèces non protégées), l'aire d'impact de l'espèce étrangère est modérée en comparaison avec les aires de distribution connues (< 30%) Si l'espèce étrangère est éradiquée, le temps de récupération est estimé à moins d'une année; perte d'au moins une espèce (espèce non commercialisée, espèces non constructrices d'habitat et espèces non protégées) ou de population; occurrences locales d'extinction.
4	Majeur	<ul style="list-style-type: none"> La diminution en biodiversité (espèce non commercialisée, espèces non constructrices d'habitat et espèces non protégées) est <70% en comparaison avec les pertes entraînées par les activités humaines La diminution en richesse et en composition d'espèces est <70% La diminution en biodiversité (espèces non commercialisée, espèce non constructrices d'habitat et espèces non protégées), l'aire d'impact des espèces étrangères est petite en comparaison avec d'autres aires de distribution connues (<70%); incidence d'extinction locale probable Si l'espèce étrangère est éradiquée, le temps de récupération est estimée à une décennie au minimum; perte de plusieurs espèces (espèces non commercialisées, espèces non constructrices d'habitat et espèces non protégées) ou populations; plusieurs occurrences d'extinctions locales; une extinction régionale
5	Significatif	<ul style="list-style-type: none"> La diminution en biodiversité (espèce non commercialisée, espèce non constructrices d'habitat et espèces non protégées) est >70% en comparaison avec les pertes entraînées par des activités humaines La diminution en richesse et en composition d'espèces est >70%. La diminution en biodiversité (espèce non commercialisée, espèces non constructrices d'habitat et espèce non protégée), l'aire d'impact des espèces étrangères est petite en comparaison avec d'autres aires de distribution connues (<70%); incidence d'extinction locale probable Si l'espèce est éradiquée, aucune récupération n'est prévue; perte de plusieurs espèces, de populations d'espèces non commercialisées, d'espèce non constructrices d'habitat et d'espèces non protégées causant des extinctions locales importantes; extinction intégrale d'une espèce au minimum

Tableau A2. Matrice de conséquences: Environnement - Habitat

Niveau Descripteur		Impact sur l'habitat
1	négligeable	<ul style="list-style-type: none"> • Aucun changement significatif détecté au niveau du type d'habitat, les populations d'espèces constructrices d'habitats ne sont pas affectées (changement <1%); l'impact des espèces étrangères affectant les aires de chaque type d'habitat <1% • Altération non mesurables dans les habitats en fonction de la variabilité de concordance; la récupération est estimée en jours
2	mineur	<ul style="list-style-type: none"> • Impact localisé sur l'habitat dans <10% de l'aire totale de l'habitat; des changements mesurables liés aux types d'habitat ; nouveaux types d'habitat constatés ; <10% de diminution de l'abondance de population d'espèces constructrices d'habitats • Si l'espèce étrangère est éradiquée, le temps de récupération est estimé à quelques jours ou mois; aucune perte de populations d'espèces constructrices d'habitat
3	modérée	<ul style="list-style-type: none"> • <30% de l'aire d'habitat affectée/éradiquée; changements moyens au niveau de types d'habitat, nouveau(x) type(s) d'habitat constatés, perte possible de type d'habitat; < 30% de diminution en abondance de population d'espèces constructrices d'habitats • Si l'espèce étrangère est éradiquée, la récupération est estimée à un an au minimum; aucune perte d'espèces constructrices d'habitats.
4	majeur	<ul style="list-style-type: none"> • <70% de l'aire d'habitat affectée/éradiquée; changement majeur aux types d'habitat, nouveaux types d'habitat observés, perte de la plupart des types d'habitat pré- existants; <70% de diminution de l'abondance des populations d'espèces constructrices d'habitats; extinction locale d'une espèce constructrice d'habitat au minimum. • Si l'espèce étrangère est éradiquée, le temps de récupération est estimé à une décennie au minimum; perte de types d'habitat et d'espèce constructrices d'habitats; occurrences locales d'extinction.
5	significatif	<ul style="list-style-type: none"> • >70% de l'aire d'habitat affectée/nettoyé; changements importants au niveau des types d'habitats, absence de types d'habitats préexistants; >diminution 70% de diminution en abondance parmi les populations constructrices d'habitats; extinction locale de plus d'un habitat d'espèces constructrices, extinction intégrale d'une espèce constructrice • Si l'espèce étrangère est éradiquée, aucune récupération n'est estimée; perte de plusieurs types d'habitat et de populations d'espèces constructrices; des populations d'espèces causant une extinction locale significative; extinction intégrale d'une espèce au minimum

Tableau A3. Matrice de conséquence : Environnement – Espèces protégées

Niveau	Descripteur	Impact espèces protégées
1	Négligeable	<ul style="list-style-type: none"> • Aucune espèce protégée n'est affectée par les espèces étrangères; impacts sur le comportement non perceptible • En l'absence de tout autre impact, le temps de récupération est estimé en jours, aucune perte d'individus parmi les espèces protégées.
2	Mineur	<ul style="list-style-type: none"> • La diminution d'espèce due à l'impact d'espèces étrangères est <1% en comparaison avec les pertes entraînées par les activités humaines • Les diminutions en abondance des espèces est <1%. • Si l'espèce étrangère est éradiquée, le temps de récupération est estimé en jours ou mois; aucune perte de populations d'espèces non ciblées.
3	Modérée	<ul style="list-style-type: none"> • La diminution d'espèces protégée due à l'impact d'espèces étrangères est < 10% en comparaison avec la perte totale entraînée par les activités humaines • La diminution en abondance des populations d'espèce non ciblées est <10%. • Si l'espèce étrangère est éradiquée, la récupération est estimée à moins d'une année; aucune perte de populations d'espèces non ciblées; perte potentielle de diversité génétique.
4	Majeur	<ul style="list-style-type: none"> • La diminution d'espèces protégées due à l'impact d'espèces étrangères est <20% en comparaison avec la perte totale entraînée par les activités humaines • La diminution en abondance des populations d'espèces protégées est <20% • Si l'espèce étrangère est éradiquée, la récupération est estimé à moins d'une décennie; perte de populations d'espèces protégées causant l'extinction locale; perte mesurable de diversité génétique.
5	Significatif	<ul style="list-style-type: none"> • La diminution d'espèces protégées due à l'impact d'espèces étrangères est >20% en comparaison avec les pertes entraînées par les activités humaines • Les diminutions en abondance des populations d'espèce protégées sont >20%. • Si l'espèce étrangères est éradiquée, aucune récupération n'est à prévoir; perte de populations d'espèces protégées causant l'extinction intégrale; l'extinction locale de plusieurs espèces protégées ; perte importante de la diversité génétique de plusieurs espèces protégées.



Tableau A4. Matrice de conséquence: environnement – interactions trophiques

Niveau		Descripteur	Impact d'interactions trophiques
1	Négligeable		<ul style="list-style-type: none"> • Aucun changement notable du niveau trophique de composition de l'espèce n'est relevé; aucun changement dans l'abondance des niveaux trophiques (basé sur la biomasse). • Changements des interactions trophiques non mesurables en fonction de la variabilité de concordance; la récupération est estimée en jours.
2	Mineur		<ul style="list-style-type: none"> • Changements mineurs (<10%) en abondance relative des niveaux trophiques (basés sur la biomasse); <10% de diminution en abondance de population pour des espèces prédatrices majeures. • Si l'espèce étrangère est éradiquée, le temps de récupération est estimé en jours ou mois; aucune perte de populations d'espèces clé.
3	Modérée		<ul style="list-style-type: none"> • Changements mesurables (<30%) de l'abondance relative des niveaux trophiques (basés sur la biomasse); <30% de diminution de l'abondance de population pour les espèces prédatrices majeures • Si l'espèce étrangère est éradiquée, le temps de récupération est estimé à moins d'une année; perte de populations d'espèces clé; aucune perte de populations principales de production.
4	Majeur		<ul style="list-style-type: none"> • Changements majeurs (<70%) en abondance relative des niveaux trophiques (basés sur la biomasse); <70% de diminution de l'abondance des populations des espèces prédatrices majeures; <30% de diminution de l'abondance des populations pour les espèces principales de production • Si l'espèce étrangère est éradiquée, le temps de récupération est estimé à moins d'une décennie; perte de populations d'espèce clé; changements des niveaux trophiques; perte de populations principalement productrices; occurrences locales d'extinction.
5	Significatif		<ul style="list-style-type: none"> • >70% de changement en abondance relative des niveaux trophiques (basés sur la biomasse); >70% de diminution en abondance de population pour des espèces prédatrices majeures; >30% de diminution en abondance des populations d'espèces principales de production • Si l'espèce étrangère est éradiquée, aucune récupération n'est prévue; perte de niveaux trophiques; cascades trophiques potentielles induisant des changements importants dans la structure de l'écosystème, altération de modèles de biodiversité et changements au niveau du fonctionnement de l'écosystème; extinctions locales importantes.

Tableau A5. Matrice de conséquence: économie – tourisme

Niveau	Descripteur	Impact tourisme
1	Négligeable	<ul style="list-style-type: none"> • La diminution du revenu national de tourisme ne montre aucun changement perceptible • Aucun changement perceptible au niveau de l'impact des activités touristiques • Si l'espèce étrangère est éradiquée, la récupération est estimée en jours.
2	Mineur	<ul style="list-style-type: none"> • La diminution du revenu national du tourisme est <1%. • La diminution d'impact des différentes activités de tourisme est <1%. • L'aire de tourisme est réduite à 99% de sa superficie initiale (contexte spatial) à l'intérieur [insérer le nom d'un pays/région/port] • Si l'espèce étrangère est éradiquée, la récupération est estimée en jours ou en mois, aucune perte d'industrie touristique.
3	Modérée	<ul style="list-style-type: none"> • La diminution du revenu national de tourisme est de 1-5% • La diminution d'impact des différentes activités touristiques est de 1-5% • Le tourisme est réduit à moins de 95% de sa superficie initiale (contexte spatial) à l'intérieur du [insérer le nom d'un pays/région/port] • Si l'espèce étrangère est éradiquée, le temps de récupération est estimé en années avec la perte d'une activité touristique au moins.
4	Majeur	<ul style="list-style-type: none"> • La diminution du revenu national du tourisme est de 5-10% • La diminution d'impact des différentes activités touristiques est de 5-10%; • Le tourisme est réduit à moins de 90% de sa superficie initiale (contexte spatial) à l'intérieur [insérer le nom d'un pays/région/port] • Si l'espèce étrangère est éradiquée, le temps de récupération est estimé en décennies avec la perte d'au minimum une activité touristique
5	Significatif	<ul style="list-style-type: none"> • La diminution du revenu national du tourisme est >10% • La diminution de l'impact des différentes activités touristiques est >10% • Le tourisme est réduit à moins de 90% de sa superficie initiale (contexte spatial) à l'intérieur de [insérer le nom d'un pays/région/port] • Si l'espèce étrangère est éradiquée, aucune récupération n'est à prévoir, avec perte de plusieurs activités touristiques

Tableau A6. Matrice de conséquence : économie - pêche

Niveau	Descripteur	Impact sur la pêche
1	Négligeable	<ul style="list-style-type: none"> • La diminution du revenu national de la pêche ne montre aucun changement perceptible • La diminution de l'abondance des espèces commerciales ne révèle aucun changement perceptible • Aucun changement perceptible au niveau de la qualité du produit • Aucun changement perceptible au niveau de l'impact du secteur de la pêche • Aucun changement perceptible des coûts d'exploitation du produit (y compris les coûts de manipulation, ou des dommages à l'équipement, ou ceux de la recherche pour atténuer les impacts • Si l'espèce étrangère est éradiquée, le temps de récupération est estimé en jours
2	Mineur	<ul style="list-style-type: none"> • La diminution du revenu national de la pêche est <1% • La diminution de l'abondance des espèces commerciales est <1% en comparaison avec les pertes entraînées par les autres activités humaines • La pêche est réduite à moins de 99% de sa superficie initiale (contexte spatial) à l'intérieur [insérer le nom d'un pays/région/port] • Diminution de la qualité du produit <1% • Augmentation des coûts d'exploitation du produit (y compris ceux liés à la manipulation, à la réparation des équipements endommagés, à la recherche pour atténuer les impacts) <1% • Si l'espèce étrangère est éradiquée, le temps de récupération est estimé en jours ou en mois, aucune perte de région de pêche
3	Modérée	<ul style="list-style-type: none"> • La diminution du revenu national de la pêche est 1-5% • La diminution de l'abondance commerciale d'espèce est de 1-5% en comparaison avec les pertes entraînées par les autres activités humaines. • La pêche est réduite à moins que 85% de sa superficie initiale (contexte spatial) à l'intérieur [insérer le nom d'un pays/région/port] • Diminution de la qualité du produit 1-5% • Augmentation des coûts d'exploitation du produit (y compris ceux liés à la manipulation, à la réparation des équipements, et à la recherche pour atténuer les impacts) <1-5% • Si l'espèce étrangère est éradiquée, le temps de récupération est estimé à une année au minimum, avec la perte d'au minimum une région de pêche
4	Majeur	<ul style="list-style-type: none"> • La diminution du revenu national de la pêche est de 5-10% • La diminution de l'abondance des espèces commerciales est de 5-10% en comparaison avec les pertes entraînées par d'autres activités humaines • La pêche est réduite à moins de 90% de sa superficie initiale (contexte spatial) à l'intérieur [insérer le nom d'un pays/région/port] • La diminution de la qualité du produit est de 1-5% • Augmentation des coûts d'exploitation du produit (y compris ceux liés à la manipulation, à la réparation des équipements, à la recherche pour atténuer les impacts) <5-10 % • Si l'espèce étrangère est éradiquée, le temps de récupération est estimé à une décennie au minimum ; une perte de deux régions de pêche au minimum
5	Significatif	<ul style="list-style-type: none"> • La diminution du revenu national de la pêche est >10% • La diminution de l'abondance des espèces commerciales est > 10% en comparaison avec les pertes entraînées par les activités humaines • La pêche est réduite à moins de 90% de sa superficie initiale (contexte spatial) à l'intérieur [insérer le nom d'un pays /région/port] • Diminution de la qualité du produit >10% • Augmentation des coûts d'exploitation du produit (y compris ceux liés à la manipulation, aux dommages des équipements, à la recherche pour atténuer les impacts) <10% • Si l'espèce étrangère est éradiquée, aucune récupération n'est prévue ; perte d'un certain nombre de régions de pêche

Tableau A7. Matrice de conséquence: Economique - Aquaculture

Niveau	Descripteur	Impact sur la pêche
1	Négligeable	<ul style="list-style-type: none"> • La diminution du revenu national d'aquaculture ne montre aucun changement perceptible • Aucun changement perceptible dans la qualité de produit • Aucun changement perceptible dans la portée/impact de l'aire de l'aquaculture • Aucun changement perceptible au niveau des coûts d'exploitation du produit (y compris les coûts de manutention, coût de réparation de l'équipement et les coûts engagés dans la recherche pour atténuer les impacts) • Aucun changement perceptible dans les capacités à soutenir et à développer les activités d'aquaculture (y compris les capacités de naissain et/ou les opportunités d'agrandir ou de créer de nouvelles exploitations) • Si l'espèce étrangère est éradiquée, la récupération est estimée en jours. _
2	Mineur	<ul style="list-style-type: none"> • La diminution du revenu national d'aquaculture est <1% • L'aquaculture est réduite à moins de 99% de sa superficie initiale (contexte spatial) à l'intérieur [insérer le nom d'un pays/région/port] • Diminution de la qualité du produit <1% • Augmentation des coûts d'exploitation du produit (y compris les coûts de manutention, coût de réparation de l'équipement ou couts engagés dans la recherche pour atténuer les impacts < 1% • Diminution de la capacité à soutenir et à augmenter les activités d'aquaculture (y compris l'accès et/ou le développement et la création de nouvelles exploitations <10%)_ • Si l'espèce étrangère est éradiquée, le temps de récupération est estimé en jours ou en mois, aucune de région d'aquaculture
3	Modérée	<ul style="list-style-type: none"> • La diminution du revenu national d'aquaculture est 1-5%_ • L'aquaculture est réduite à moins de 90% de sa superficie initiale • Diminution de la qualité du produit 1-5%_ • Augmentation de 1-5% des coûts d'exploitation du produit (y compris les coûts de manutention, coût de réparation de l'équipement ou couts engagés dans la recherche pour atténuer les impacts • Diminution des capacités à soutenir et à augmenter les activités d'aquaculture (y compris l'accès et/ou le développement et la création de nouvelles exploitations • Si l'espèce étrangère est éradiquée, le temps de récupération est estimé à moins d'un an; la perte d'au minimum une région d'aquaculture
4	Majeur	<ul style="list-style-type: none"> • La diminution du revenu national de l'aquaculture est 5-10% • L'aquaculture est réduite à moins de 90% de sa superficie initiale (contexte spatial) à l'intérieur insérer le nom du pays/région/port • Diminution de la qualité du produit 5-10% • Augmentation des coûts d'exploitation du produit (y compris les coûts de manutention, coût de réparation de l'équipement ou couts engagés dans la recherche pour atténuer les impacts 5-10 • Diminution de la capacité à soutenir et a développer les activités d'aquaculture (y compris l'accès à l'historique et/ou le développement et la création de nouvelles exploitations • Si l'espèce étrangère est éradiquée, le temps de récupération est estimé à une décennie au minimum, perte de deux régions d'aquaculture au minimum
5	Significatif	<ul style="list-style-type: none"> • La diminution du revenu national de l'aquaculture est >10% • L'aquaculture est réduite à moins de 90% de sa superficie initiale (contexte spatial) à l'intérieur [insérer le nom du pays/région/port] • Diminution de la qualité du produit >10% • Augmentation du des coûts d'exploitation du produit (y compris les coûts de manutention, coût de réparation de l'équipement ou coûts engagés dans la recherche pour atténuer les impacts >10% • Diminution des capacités de soutien et de développement des activités d'aquaculture (accès à l'historique et/ou développement et création de nouvelles exploitations >10%) • Si l'espèce étrangère est éradiquée, aucune récupération n'est prévue, perte d'un certain nombre de régions d'aquaculture

Tableau A8. Matrice de conséquence: économique – Navire/amarrages

Niveau	Descripteur	Impact sur l'amarrage des navires
1	Négligeable	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation des coûts liés aux besoins de nettoyage des navires/les vecteurs qui se déplacent d'un endroit à l'autre représentant <1% des coûts annuels • Augmentation des coûts liés aux besoins de nettoyage des espaces d'amarrage représentant <1% des coûts annuels • Augmentation des coûts liés à la multiplication des phases d'entretien des navires et des amarrages en raison de leur encrassement représentant <1% des coûts annuels • Perte d'opportunités d'affaires en raison des normes de nettoyage/restrictions de mouvement (y compris l'incapacité d'accéder aux ports locaux/étrangers) représentant <10% du chiffre d'affaires annuel
2	Mineur	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation des coûts liés aux normes de nettoyage des navires/des vecteurs avant leur déplacement d'un endroit à l'autre représentant <10% des coûts annuels • Augmentation des coûts liés aux conditions de nettoyage des espaces d'amarrage représentant <10% des coûts annuels • Augmentation des coûts liés à l'entretien accru des navires et des amarrages en raison de l'encrassement représentant <10% des coûts annuels • Perte d'opportunités d'affaires en raison des normes de nettoyage/restrictions des mouvements (y compris l'incapacité d'accéder aux ports locaux/étrangers) représentant <10% du chiffre d'affaires annuel
3	Modérée	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentations des coûts liés aux normes de nettoyage des navires/des vecteurs avant leur déplacement d'un endroit à l'autre représentant <20% des coûts annuels • Augmentation des coûts liés aux conditions de nettoyage des espaces d'amarrage représentant <20% des coûts annuels • Augmentation des coûts liés à l'entretien accru des navires et des amarrages en raison de l'encrassement représentant <20% des coûts annuels • Perte d'opportunités d'affaires en raison des normes de nettoyage/restrictions des mouvements (y compris l'incapacité d'accéder aux ports locaux/étrangers) représentant <20% du chiffre d'affaires annuel
4	Majeur	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation des coûts liés aux normes de nettoyage des navires/des vecteurs avant leur déplacement d'un endroit à l'autre représentant <40% des coûts annuels • Augmentation des coûts liés aux conditions de nettoyage des espaces d'amarrage représentant <40% des coûts annuels • Augmentation des coûts liés à l'entretien accru des navires et des amarrages en raison de l'encrassement représentant <40% des coûts annuels • Perte d'opportunités d'affaires en raison des normes de nettoyage/restrictions des mouvements (y compris l'incapacité d'accéder aux ports locaux/étrangers) représentant <40% du chiffre d'affaires annuel
5	Significatif	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation des coûts liés aux normes de nettoyage des navires/des vecteurs avant leur déplacement d'un endroit à l'autre représentant <40% des coûts annuels • Augmentation des coûts liés aux conditions de nettoyage des espaces d'amarrage représentant <40% des coûts annuels • Augmentation des coûts liés à l'entretien accru des navires et des amarrages en raison de l'encrassement représentant <40% des coûts annuels • Perte d'opportunités d'affaires en raison des normes de nettoyage/restrictions des mouvements (y compris l'incapacité d'accéder aux ports locaux/étrangers) représentant <40% du chiffre d'affaires annuel

Tableau A9. Matrice de conséquence : Sociale – Beauté/plongée

Niveau	Descripteur	Impact sur l'amarrage des navires
1	Négligeable	<ul style="list-style-type: none"> • Diminution de la qualité de l'expérience de la plongée, en termes d'accès, de visibilité et de sécurité <1% • Diminution de la qualité de l'expérience de plongée, en termes de qualités naturelles de l'habitat environnant et de la diversité des organismes, <1% • Si l'espèce étrangère est éradiquée, la récupération est estimée en jours
2	Mineur	<ul style="list-style-type: none"> • Diminution de la qualité de l'expérience de la plongée, en termes d'accès, visibilité et sûreté, est <10% • Diminution de la qualité de l'expérience de plongée, en termes de qualités naturelles de l'habitat environnant et de la diversité des organismes <10% • L'aire de la plongée est réduite à moins de 90% de sa superficie initiale (contexte spatial) • Si l'espèce étrangère est éradiquée, le temps de récupération est estimé en semaines ou en mois.
3	Modérée	<ul style="list-style-type: none"> • La diminution de la qualité de l'expérience de plongée, en termes d'accès, visibilité et sûreté, est <20% • La diminution de la qualité de l'expérience de plongée, en termes de qualités naturelles de l'habitat environnant et de la diversité des organismes < 20% • L'aire de la plongée est réduite à moins de 80% de sa superficie initiale (contexte spatial) • Si l'espèce étrangère est éradiquée, le temps de récupération est estimé à moins d'une année.
4	Majeur	<ul style="list-style-type: none"> • La diminution de la qualité de l'expérience de la plongée, en termes d'accès, visibilité et sûreté, est <40% • La diminution de la qualité de l'expérience de plongée, en termes de qualités naturelles de l'habitat environnant et de la diversité des organismes <40% • L'aire de la plongée est réduite à moins de 70% de sa superficie initiale (contexte spatial) • Si l'espèce étrangère est éradiquée, le temps de récupération est estimé à moins de dix ans.
5	Significatif	<ul style="list-style-type: none"> • La diminution de la qualité de l'expérience de la plongée, en termes d'accès, visibilité et sûreté, est <40% • La diminution de la qualité de l'expérience de plongée, en termes de qualités naturelles de l'habitat environnant et de la diversité des organismes <40% • L'aire de la plongée est réduite à moins de 60% de sa superficie initiale (contexte spatial) • Si l'espèce étrangère est éradiquée, aucune récupération n'est à prévoir

Tableau A10. Matrice de conséquence: Social – Navires/Accès

Niveau	Descripteur	Impact sur l'amarrage des navires
1	Négligeable	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation des coûts liées aux conditions de nettoyage des navires/vecteurs avant leur déplacement d'un endroit à l'autre <1% des coûts annuels • La diminution du plaisir récréatif en raison des restrictions des mouvements y compris l'incapacité à accéder aux ports locaux /étrangers) <1% • Augmentation des coûts liés à l'entretien accru des navires/vecteurs en raison de l'engrassement <1% des coûts annuels de nettoyage
2	Mineur	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation des coûts liées aux conditions de nettoyage des navires/vecteurs avant leur déplacement d'un endroit à l'autre <10% des coûts annuels • La diminution du plaisir récréatif en raison des restrictions de mouvements, y compris l'incapacité à accéder aux ports locaux/étrangers) <10% • Augmentation des coûts liés à l'entretien accru des navires/vecteurs en raison de l'engrassement <10% des coûts annuels de nettoyage
3	Modérée	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation des coûts liées aux conditions de nettoyage des navires/vecteurs avant leur déplacement d'un endroit à l'autre <20% des coûts annuels • La diminution du plaisir récréatif en raison des restrictions de mouvements y compris l'incapacité à accéder aux ports locaux /étrangers) <20% • Augmentation des coûts liés à l'entretien accru des navires/vecteurs en raison de l'engrassement <20% des coûts annuels de nettoyage
4	Majeurs	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation des coûts liées aux conditions de nettoyage des navires/vecteurs avant leur déplacement d'un endroit à l'autre <40% des coûts annuels • La diminution du plaisir récréatif en raison des restrictions de mouvements y compris l'incapacité à accéder aux ports locaux/étrangers) <40% • Augmentation des coûts liés à l'entretien accru des navires/vecteurs en raison de l'engrassement <40% des coûts annuels de nettoyage
5	Significatif	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation des coûts liées aux conditions de nettoyage des navires/vecteurs avant leur déplacement d'un endroit à l'autre <40% des coûts annuels • La diminution du plaisir récréatif en raison des restrictions de mouvements y compris l'incapacité à accéder aux ports locaux /étrangers) est <40 % • Augmentation des coûts liés à l'entretien accru des navires/vecteurs en raison de l'engrassement <40 % des coûts annuels de nettoyage

Tableau A11. Matrice de conséquence : Social / Exploitation récréative

Niveau	Descripteur	Impact sur l'amarrage des navires
1	Négligeable	<ul style="list-style-type: none"> • Diminution de la qualité de l'expérience d'exploitation récréative en termes d'accès, visibilité et sécurité ; ne révèle aucun changement perceptible • La diminution de la qualité de l'expérience récréative en termes de qualités naturelles de l'habitat environnant et de la diversité des organismes, ne révèle aucun changement perceptible • Si l'espèce étrangère est éradiquée, la récupération est estimée en jours
2	Mineur	<ul style="list-style-type: none"> • Diminution de la qualité de l'expérience d'exploitation récréative en termes d'accès, visibilité et sécurité <10% • Diminution de la qualité de l'expérience récréative en termes du naturel de l'habitat environnant et de la diversité des organismes, <10% • L'exploitation récréative est réduite à moins de 90% de sa superficie initiale (contexte spatial) • Si l'espèce étrangère est éradiquée, la récupération est estimée en jours ou en mois
3	Modérée	<ul style="list-style-type: none"> • Diminution de la qualité de l'expérience d'exploitation récréative en termes d'accès, visibilité et sécurité est <20% • Diminution de la qualité de l'expérience récréative en termes de qualités naturelles de l'habitat environnant et de la diversité des organismes, <20% • L'exploitation récréative est réduite à moins de 80% de sa superficie initiale (contexte spatial) • Si l'espèce étrangère est éradiquée, la récupération est estimée à moins d'un mois
4	Majeur	<ul style="list-style-type: none"> • Diminution de la qualité de l'expérience d'exploitation récréative en termes d'accès, visibilité et sécurité est <40% • Diminution de la qualité de l'expérience récréative en termes de qualités naturelles de l'habitat environnant et de la diversité des organismes, <40% • L'exploitation récréative est réduite à moins de 70% de sa superficie initiale (en référence au contexte spatial) • Si l'espèce étrangère est éradiquée, la récupération est estimée à moins de dix ans.
5	Significatif	<ul style="list-style-type: none"> • Diminution de la qualité de l'expérience d'exploitation récréative en termes d'accès, visibilité et sécurité <40% • Diminution de la qualité de l'expérience récréative en termes du naturel de l'habitat environnant et de la diversité des organismes, <40% • L'exploitation récréative est réduite à moins de 40% de sa superficie initiale (contexte spatial) • Si l'espèce étrangère est éradiquée, aucune récupération n'est à prévoir

Références bibliographiques :

Campbell, M. L. 2005a. Risk Assessment (modified Organism Impact Assessment) to update information on *Undaria pinnatifida*. All Oceans Ecology Client Report AOE2005-03.

Campbell, M. L. 2005b. Risk Analysis for introducing marine species for aquaculture purposes: Practical examples. Chilean Aquaculture Risk Assessment Workshop, Valparaiso, Chile. 20-31st March 2005.

Hewitt, C. L., Campbell, M. L. 2005. Applying risk analysis to marine aquaculture species. Chilean Aquaculture Risk Assessment Workshop, Valparaiso, Chile. 20-31st March 2005.

Annexe B: Évaluation de l'Impact d'Organismes (EIO) – Valorisation/Estimations (modifié d'après Campbell 2005c; Campbell et Hewitt *in prep.*)

Qu'est ce qu'une estimation?

Une étude de valorisation/appréciation est nécessaire au moment d'entreprendre une évaluation d'impact liée aux organismes. Dans ce cas précis, la valeur est définie comme étant la valeur monétaire/le prix commercial ou le degré d'utilité/ importance que nous accordons à un écosystème, aux services et aux avantages qu'il offre. La valeur est estimée en fonction de l'environnement, de l'économie, et des aspects sociaux et culturels (correspondant aux quatre valeurs fondamentales). Chaque valeur fondamentale se compose d'une série de sous-composantes. Par exemple, dans un port d'eau douce/estuarien, la valeur environnementale peut se référer à des espèces rares ou menacées, à la biodiversité ou à la composition chimique de l'eau. La valeur économique peut inclure l'infrastructure, les activités touristiques pratiquées dans le port, et le commerce de la pêche. Les multiples sous-composantes de chaque valeur fondamentale diffèrent d'une région à l'autre (spatialement), dans le temps (temporellement) et dans la façon dont les individus perçoivent l'aire. Étant donné les différences d'appréciation des valeurs spatiales, temporelles et de perception, qui viennent s'ajouter à la diversité des écosystèmes, des services et des avantages, les estimations sont difficilement mesurables. Pour pallier à cela, les économistes ont développé un certain nombre de méthodes qui permettent d'évaluer des écosystèmes différents. Bien que l'unité monétaire soit souvent utilisée étant intelligible à tous, et facilitant la comparaison, elle ne doit pas être l'unité essentielle de mesure. Par exemple un continuum de valeurs peut être mis en place, pour mesurer le taux ou le degré d'utilité ou d'importance (figure B1).



Figure B1. Concept de continuum valeur. La/Les Valeur(s) augmente(nt) ou diminue(nt) suivant le continuum, en les termes Bas, Moyen et Haut utilisés pour classer la valeur réelle et/ou perçue sur le continuum.

L'estimation des valeurs fondamentales peut être positive/réalisée (ce qu'il en est, ce qu'il en a été, ce qu'il en sera) ou normative (ce qui devrait être). L'évaluation positive est basée sur des données et des faits ; l'évaluation normative vise à déterminer le niveau optimal de l'impact. Les approches normatives impliquent des jugements de valeur et sont par conséquent, sujettes à la variabilité et aux controverses. Habituellement, les valeurs environnementales, sociales et culturelles fondamentales sont appréciées selon l'approche normative, car elles comprennent des sous-composantes difficilement convertibles en dollar.

Jusqu'ici, l'appréciation de la valeur et des usages d'un écosystème (marchandises et services inclus) a toujours été basée sur des outils économiques (cf. la Valeur Économique Totale [VET]; Figure B2). Ces outils tentent de simplifier notre perception du monde et de ses attributions en les classant dans des catégories de valeurs d'usage et de valeurs de non-usage. Les valeurs d'usage sont elles mêmes divisées en usage direct, usage indirect, et usage optionnel (Figure B2). La valeur directe d'usage se rapporte aux marchandises et aux services d'écosystèmes utilisés directement par les humains. Ces valeurs bénéficient le plus souvent appréciées aux personnes visitant ou résidant dans l'écosystème lui-même. La valeur indirecte d'usage est dérivée des services de l'écosystème dont les avantages vont au delà de l'écosystème lui-même (par exemple, séquestration de carbone par les mangroves). Des valeurs optionnelles renvoient à des options réservées à l'utilisation future des marchandises et des services de l'écosystème, et qui ne peuvent être utilisés dans les temps présents, ni par soi-même (option) ni par d'autres/héritiers (legs). Les valeurs de non-usage sont des valeurs d'existence et se rapportent généralement au plaisir que des personnes peuvent éprouver à la seule idée que de telles ressources existent, même si elles ne sont pas utilisées dans l'immédiat.

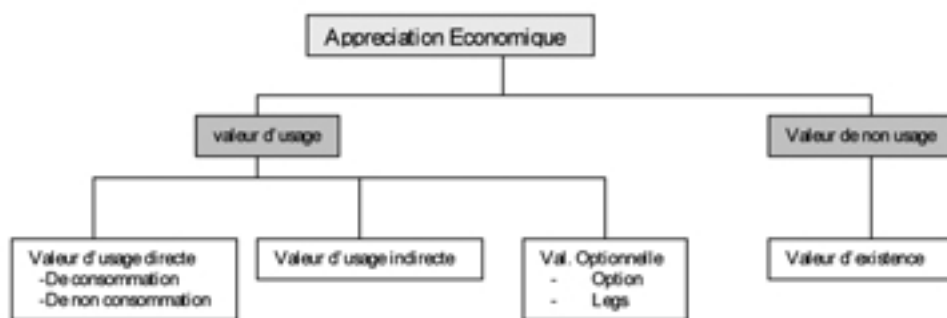


Figure B2. Cadre conceptuel de la Valeur Économique Totale (TEV) (de Pagioli et al. 2004).

L'évaluation/appréciation des valeurs utilise différentes méthodes telle que les méthodes de préférences révélées (coûts de voyage, évaluation hédonistiques coûts de remplacement, fonction de production etc.) et les méthodes de préférence indiquées, (estimation conditionnelle, modelage de choix) L'utilisation du transfert des bénéfices est également utilise comme technique d'évaluation. Pagioli et al. (2004) fournissent un excellent sommaire des techniques d'évaluation, de leurs modes d'application, des données requises et des limites.

En Nouvelle-Zélande, les Evaluations d'Impact d'Organismes utilisent généralement l'approche conditionnelle, et dans la mesure du possible, les techniques d'estimations du marché. Ces méthodes sont généralement utilisées dans les recherches et les évaluations liées à la terre et à l'eau douce (ex. Braden et Kolstad 1991; Tietenberg 1992; Brun et Moran 1993; Barbier 1994; Barbier et Aylward 1996; Évêque 1998; Reid 2001; Emerton et Bos 2004) et à un moindre degré aux systèmes marins (INorses 1993). Les Méthodes Conditionnelles d'Évaluation (MCE) fonctionnent sur la base des réponses données par les groupes focaux quant à leur appréciation de la valeur du service en question, ou à leur prédisposition à payer pour préserver le ce service. Elles sont applicables à tous les services et avantages d'écosystèmes, mais sont communément utilisés pour apprécier les valeurs de non-usage (voir Gilpin 2000; Chee 2004; Pagioli et al. 2004). Cette méthode présente quelques inconvénients tels que: comportements stratégiques, réponses contestataires, réponses tendancieuses, ignorance des contraintes financières (Daimond et Hausman 1994; Chee 2004). Il est important de s'assurer que les répondants n'expriment pas une préférence d'ordre général pour ce qui concerne les dépenses environnementales dans leurs réponses (attitude imbriquée; Kahneman et Knetsch 1992). Généralement, ces difficultés sont aplanies en s'assurant :

- I de la tenue effective des interviews individuels, en évitant les appels téléphoniques et l'envoi de courrier;
- II que les formulaires des enquêtes sont conçus dans un format de questions/réponses oui ou non, de façon à éviter les questions ouvertes;
- III que les participants disposent d'informations détaillées sur la ressource en question et sur les mesures de protection, objet de leur vote. Cette information devrait inclure les menaces, l'évaluation scientifique, l'importance écologique et les bénéfices écologiques de telles mesures de protection
- IV que les effets pécuniaires sont soigneusement expliqués pour s'assurer que les participants ont compris qu'ils doivent exprimer leur bonne prédisposition à payer pour protéger la ressource en question, et non pas l'environnement de façon générale; et
- V que des questions auxiliaires sont prévues pour s'assurer que les participants ont bien compris les questions.

Il y a plusieurs sources potentielles d'impartialité dans les réponses avec des directives destinées à assurer une applicabilité fiable des CVM. Ainsi, l'assesseur (président d'un atelier / organisateur) a la lourde mission de satisfaire à des preuves avant de parvenir à des résultats significatifs.

Références bibliographiques :

- Barbier, E. 1994. Valuing environmental functions: tropical wetlands. *Land Economics* 70(2): 155-173.
- Barbier, E. B., Aylward, B. A. 1996. Capturing the pharmaceutical value of biodiversity in a developing country. *Environmental and Resource Economics* 8(2): 157-191.
- Bishop, J. T. 1998. The economics of non timber forest benefits: An overview. Environmental Economics Programme Paper No. GK 98-01; London: IIED.
- Braden, J. B., Kolstad, C. D. (eds.) 1991. Measuring the Demand for Environmental Quality. Contributions to Economic Analysis No. 198; Amsterdam.
- Brown, K., Moran, D. 1993. Valuing Biodiversity: The Scope and Limitations of Economic Analysis. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment; London.
- Campbell, M. L. 2005c. Organism impact assessment (OIA) for potential impacts of *Didymosphenia geminata*. All Ocean Ecology Client Report 2005-02 prepared for Biosecurity New Zealand, Wellington.
- Campbell, M. L., Hewitt, C. L. in prep. Assessing how introduced marine species impact upon environmental, economic, social and cultural values : a conceptual model.
- Chee, Y. E. 2004. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation* 120(4): 549-565.
- Emerton, L., Bos, E. 2004. Value. Counting Ecosystems as Water Infrastructure. IUCN The World Conservation Union; Gland.
- Gilpin, A. 2000. Environmental Economics: A Critical Overview. Wiley, Chichester, UK.
- Kahneman, D., Knetsch, J. L. 1992. Valuing public goods: the purchase of moral satisfaction. *Journal of Environmental Economics and Management* 22: 57-70.
- Norse, E. A. (ed.) 1993. Global Marine Biological Diversity. Island Press; Washington DC.
- Pagiola, S., von Ritter, K., Bishop, J. 2004. Assessing the Economic Value of Ecosystem Conservation. The World Bank Environment Department Papers. Paper No. 101. 57pp.
- Reid, W. V. 2001. Capturing value of ecosystem services to protect biodiversity. In: Chichilenisky, G., Daily, G. C., Ehrlich, P., Heal, G., Miller, J. S. (eds.). *Managing Human-dominated Ecosystems*. Missouri Botanical Garden Press; St. Louis.
- Tietenberg, T. 1992. *Environmental and Natural Resource Economics*. 3rd Edition. Harper Collins; New York.

Annexe C: Évaluation d'Impact des Organismes – Valeurs et conséquences dérivées (modifié d'après Campbell 2005c)

Tableau C1. Résumé des perceptions de trois groupes focaux régionaux des valeurs fondamentales avant l'introduction des espèces étrangères. La valeur moyenne est indiquée entre parenthèses. Les registres représentent la variabilité (incertitude) des perceptions. «Sans prix» renvoie à une valeur équivalent à \$1 milliard. Les valeurs culturelles sont estimées selon une échelle d'importance. «hh» renvoie à la valeur en dollar qu'un ménage est disposée à payer pour prévenir/réduire un problème lié à une espèce étrangère

Valeur fondamentale	Registre des valeurs perçues (moyenne ± SD)		
	Région 1	Région 2	Région 3
Environnemental	\$10/hh* - \$5,000/hh (\$730/hh ± 1, 170)	\$10 million sans prix (\$195 millions ± 350 millions)	\$32 million sans prix (\$120 millions ± 380 millions)
Economique	\$100,000 – \$370 millions (\$70 million ± 95 millions)	\$0 – sans prix (\$225 millions ± 320 millions)	\$10 millions – sans prix (\$270 millions ± 280 millions)
Social	\$1/hh – sans prix (\$100 millions/hh ± 310 million)	\$2 millions – sans prix (\$120 millions ± 290 millions)	\$1 million – sans prix (\$915 millions ± 195 millions)
Culturel	Très basse à très haute (65.6)	Modérée à très haute (75)	Modérée – très haute (93)

Table C2. Résumé des visions de trois groupes témoins/focaux régionaux sur les changements de valeur après l'introduction d'une espèce étrangère. La moyenne du pourcentage de changement perçu est indiquée entre parenthèses, ces moyennes renvoient aux groupes de sous-composantes de la valeur fondamentale. Les valeurs culturelles ont été évaluées selon une échelle de degrés d'importance.

Valeur fondamentale	Registre des changements perçus au niveau de la valeur (%)		
	Région 1	Région 2	Région 3
Environnement	90-100 (95%)	0-100 (45%)	10-95 (45%)
Economique	0-100 (33%)	10-100 (78%)	1-100 (49%)
Sociale	0-60 (24%)	0-40 (16%)	20-100 (72%)
Culturelle	Très petit à modéré (22%)	Petit à grand (48%)	Très petit à très grand (33%)



Tableau C3. Résumé des visions d'impact (conséquences) de trois groupes témoins régionaux formulées suite à l'introduction d'une espèce étrangère. La conséquence provient des matrices de conséquence (Annexe A), où le pourcentage du changement est calculé en fonction du descripteur de pourcentage dans les matrices de conséquences.

Valeur fondamentale	Conséquences constatées		
	Région 1	Région 2	Région 3
Environnement	Significative	Majeure	Majeure
Économique	Significative	Significative	Significative
Sociale	Majeure	Modérée	Significative
Culturelle	Majeure	Significative	Majeure

Références bibliographiques

Campbell, M. L. 2005c. Organism impact assessment (OIA) for potential impacts of *Didymosphenia geminata*. All Ocean Ecology Client Report 2005-02 prepared for Biosecurity New Zealand, Wellington.