

CONVENTION SUR LE COMMERCE INTERNATIONAL DES ESPÈCES
DE FAUNE ET DE FLORE SAUVAGES MENACÉES D'EXTINCTION



Vingt-septième session du Comité pour les animaux
Veracruz (Mexique), 28 avril – 3 mai 2014

Interprétation et application de la Convention

Respect de la Convention et lutte contre la fraude

Étude du commerce important de spécimens d'espèces inscrites à l'Annexe II [résolution Conf. 12.8
(Rev.CoP13)]

ESPÈCES SÉLECTIONNÉES À LA SUITE DE LA COP15

1. Le présent document a été préparé par le Secrétariat.
2. À sa 25^e session (Genève, 2011) et à la suite de la 15^e session de la Conférence des Parties (CoP15, Doha, 2010), le Comité pour les animaux a sélectionné 24 taxons pour l'étude du commerce important, conformément aux paragraphes a) et b) de la résolution Conf. 12.8 (Rev. CoP13), *Étude du commerce important de spécimens d'espèces inscrites à l'Annexe II* (voir documents AC25 Doc. 9.3 et AC25 Doc. 9.6).
3. À sa 26^e session (Genève, 2012), le Comité a examiné l'information disponible sur ces taxons, conformément au paragraphe f) de la résolution Conf. 12.8 (Rev. CoP13). Chaque fois que le Comité a jugé que le paragraphe 2 (a), 3 ou 6 (a) de l'Article IV était appliqué de façon satisfaisante, il a éliminé l'espèce concernée de l'étude pour l'État de l'aire de répartition concerné et ces États de l'aire de répartition ont été informés, en conséquence, par le Secrétariat (voir document AC26 Doc.12.3 et rapport résumé de la 26^e session du Comité pour les animaux).
4. À sa 26^e session, le Comité a aussi convenu qu'avant la compilation d'informations demandée dans le paragraphe g), les États de l'aire de répartition maintenus dans le processus pour n'avoir pas répondu mais où aucun commerce n'a été enregistré au cours des 10 années les plus récentes seraient éliminés du processus, en consultation avec le Comité pour les animaux. Les taxons et États de l'aire de répartition maintenus dans l'étude figurent dans le tableau ci-dessous.

Taxons sélectionnés à la suite de la CoP15 et maintenus dans l'étude après la 26^e session du Comité pour les animaux

Taxon sélectionné	État de l'aire de répartition
<i>Macaca fascicularis</i>	Cambodge, Inde, Indonésie, Maurice, Palaos, Philippines, République démocratique populaire lao, Viet Nam
<i>Psittacus erithacus</i>	Bénin, Ghana, Nigéria, Ouganda, République centrafricaine, Togo
<i>Chamaeleo gracilis</i>	Bénin, Cameroun, Ghana, Guinée, Ouganda, Togo
<i>Chamaeleo senegalensis</i>	Bénin, Ghana, Guinée, Mali, Sénégal, Sierra Leone
<i>Triceros melleri</i>	Mozambique
<i>Triceros quadricornis</i>	Cameroun, Nigéria
<i>Kinyongia fischeri</i>	République-Unie de Tanzanie

Taxon sélectionné	État de l'aire de répartition
<i>Kinyongia tavetana</i>	République-Unie de Tanzanie
<i>Ptyas mucosus</i>	Cambodge, République démocratique populaire lao
<i>Naja sputatrix</i>	Indonésie
<i>Python reticulatus</i>	Cambodge, Indonésie, Malaisie, Philippines, République démocratique populaire lao, Singapour, Viet Nam
<i>Podocnemis unifilis</i>	Brésil, Équateur, Pérou, Suriname, Venezuela (République Bolivarienne du)
<i>Kinixys homeana</i>	Bénin, Côte d'Ivoire, Gabon, Guinée équatoriale, République démocratique du Congo, Togo
<i>Hippocampus algiricus</i>	Guinée, Sénégal
<i>Hippocampus barbouri</i>	Philippines
<i>Hippocampus histrix</i>	Égypte, Philippines, Viet Nam
<i>Hippocampus trimaculatus</i>	Singapour, Thaïlande, Viet Nam
Antipatharia spp.	Bahamas, Cuba, Fidji, Panama, Papouasie-Nouvelle-Guinée, Philippines, République populaire démocratique de Corée, République Dominicaine, Taiwan (province de Chine), Vanuatu
<i>Catalaphyllia jardinei</i>	Fidji
<i>Euphyllia cristata</i>	Fidji, Îles Salomon, Vanuatu, Viet Nam
<i>Plerogyra simplex</i>	Fidji et Îles Salomon
<i>Plerogyra sinuosa</i>	Fidji, Îles Marshall, Îles Salomon, Palaos, Singapour, Vanuatu
<i>Trachyphyllia geoffroyi</i>	Singapour, Îles Salomon

5. Conformément au paragraphe g) de la résolution, le Secrétariat a procédé à la compilation de l'information concernant les espèces énumérées dans le tableau ci-dessus. Le PNUE-Centre mondial de surveillance continue de la conservation de la nature (PNUE-WCMC) a compilé des informations sur la biologie et la gestion ainsi que le commerce de ces espèces et a fourni un classement préliminaire des espèces conformément aux paragraphes h) et i). Le Secrétariat a communiqué les rapports du PNUE-WCMC aux États de l'aire de répartition concernés, le 13 et le 19 décembre 2013, en leur donnant 60 jours pour soumettre des commentaires, conformément au paragraphe j).
6. Les rapports sur les espèces, remis par le PNUE-WCMC, contiennent des conclusions sur les effets du commerce international sur les espèces sélectionnées, sur la base desquels ces conclusions sont établies, et mentionnent des problèmes d'application de l'Article IV de la Convention. Ils fournissent le classement préliminaire de chaque espèce dans une des trois catégories définies dans le paragraphe i) de la résolution Conf. 12.8 (Rev. CoP13), à savoir:
 - i) espèces "dont il faut se préoccuper en urgence": espèces pour lesquelles les informations disponibles indiquent que les dispositions de l'Article IV, paragraphe 2 a), 3 ou 6 a), ne sont pas appliquées;
 - ii) 'espèces "peut-être préoccupantes": espèces pour lesquelles il n'est pas clair que ces dispositions soient appliquées; et
 - iii) espèces "moins préoccupantes": espèces pour lesquelles il apparaît que les informations disponibles indiquent que ces dispositions sont en train d'être appliquées.
7. Les rapports du PNUE-WCMC sont joints en annexe 1 au présent document. Les commentaires des États de l'aire de répartition reçus par le Secrétariat au moment de la rédaction de ce document (février 2014) figurent dans les annexes 2 à 10. Ces commentaires émanent du Brésil, du Cambodge, de l'Indonésie, de la Malaisie, de l'Ouganda, de la République démocratique du Congo, du Sénégal, de la Thaïlande et du Viet Nam.

Recommandations

8. Conformément aux paragraphes k) et l) de la résolution Conf. 12.8 (Rev. CoP13), le Comité pour les animaux est invité à:
 - a) examiner les rapports contenus dans l'annexe au présent document et les réponses reçues des États de l'aire de répartition et, le cas échéant, réviser les classements préliminaires proposés par le PNUE-WCMC; et
 - b) renvoyer au Secrétariat les problèmes qui n'ont pas trait à l'application de l'Article IV, paragraphe 2 a), 3 ou 6 a).
9. Conformément aux paragraphes m) à o), le Comité pour les animaux doit formuler des recommandations pour les espèces "dont il faut se préoccuper en urgence" et "peut-être préoccupantes" dans les délais d'application. Ces recommandations doivent distinguer les actions à court terme des actions à long terme et être adressées aux États de l'aire de répartition concernés. Les espèces moins préoccupantes seront éliminées de l'étude.

**Étude du Commerce Important :
Espèces sélectionnées par le Comité pour les Animaux
de la CITES suivant la CdP15 et retenues pour étude à la
suite de la réunion CA26**

Projet CITES n° S-412

Préparé pour le Secrétariat CITES par



United Nations Environment Programme
World Conservation Monitoring Centre

Programme des Nations unies pour l'environnement
Centre mondial de surveillance de la conservation de la nature



UNEP World Conservation Monitoring Centre

219 Huntingdon Road
Cambridge
CB3 0DL
Royaume-Uni
Tél. : +44 (0) 1223 277314
Fax : +44 (0) 1223 277136
Courriel : species@unep-wcmc.org
Site web : www.unep-wcmc.org

SUR LE CENTRE MONDIAL DE SURVEILLANCE DE LA CONSERVATION DE LA NATURE DU PNUE

Le Centre mondial de surveillance de la conservation de la nature du PNUE (UNEP-WCMC), basé à Cambridge, Royaume-Uni, est le centre spécialiste de l'information et de l'évaluation de la biodiversité du Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE), géré en coopération avec WCMC, une institution à but non-lucratif du Royaume-Uni. La mission du Centre est d'évaluer et souligner les nombreuses valeurs de la biodiversité et d'apporter des connaissances solides sur la biodiversité au cœur des prises de décision. Par les analyses et la synthèse de savoirs globaux sur la biodiversité, le Centre fournit en temps voulu des informations solides et stratégiques aux conventions, pays et organisations afin que ceux-ci puissent les utiliser au développement et à la mise en œuvre de leurs politiques et décisions.

Le **UNEP-WCMC** fournit des procédures et des services objectifs et scientifiquement rigoureux, notamment sous forme d'évaluations d'écosystèmes, de support à la mise en œuvre d'accords environnementaux, d'informations globales et régionales, de recherches sur les menaces et les impacts, et de développement de scénarios futurs.

CITATION

UNEP-WCMC (2013). *Étude du Commerce Important : Espèces sélectionnées par le Comité pour les Animaux de la CITES suivant la CdP15 et retenues pour étude à la suite de la réunion CA26.*

PRÉPARÉ POUR

Secrétariat de la CITES, Genève, Suisse.

AVERTISSEMENT

Le contenu de ce rapport ne reflète pas nécessairement l'opinion ou la politique du PNUE, des organisations participantes ou des rédacteurs. Les désignations employées ou les présentations exposées ne sous-entendent aucunement l'expression d'une quelconque opinion de la part du PNUE ou des organisations participantes sur le statut légal d'un pays, d'un territoire, d'une ville ou d'une région, de son autorité, de la délimitation de ses frontières ou limites, de la désignation de son nom ou de ses allégeances.

© Copyright: 2013, Secrétariat de la CITES

Le PNUE encourage
les pratiques respectueuses de
l'environnement au niveau mondial et dans
ses propres activités.

Cette publication est imprimée sur du papier 100 %
recyclé, en utilisant des encres d'origine végétale et
d'autres pratiques respectueuses de l'environnement.
Notre politique de distribution a pour objectif de
réduire l'empreinte carbone du PNUE.

Sommaire

Introduction	2
<i>Macaca fascicularis</i>	3
<i>Psittacus erithacus</i>	30
<i>Chamaeleo gracilis</i>	47
<i>Chamaeleo senegalensis</i>	63
<i>Kinyongia fischeri</i>	74
<i>Kinyongia tavetana</i>	80
<i>Triceros melleri</i>	85
<i>Triceros quadricornis</i>	89
<i>Ptyas mucosus</i>	96
<i>Naja sputatrix</i>	102
<i>Python reticulatus</i>	111
<i>Podocnemis unifilis</i>	136
<i>Kinixys homeana</i>	153
<i>Hippocampus algiricus</i>	168
<i>Hippocampus barbouri</i>	177
<i>Hippocampus histrix</i>	184
<i>Hippocampus trimaculatus</i>	196
<i>Antipatharia</i>	210
<i>Catalaphyllia jardinei</i>	232
<i>Euphyllia cristata</i>	238
<i>Plerogyra simplex</i>	251
<i>Plerogyra sinuosa</i>	259
<i>Trachyphyllia geoffroyi</i>	273
Annexe : Codes de source des spécimens et de but des transactions	279

Introduction

Les catégories provisoires figurant dans chaque fiche d'espèce ont été établies d'après les critères exposés dans le document Resolution 12.8 (Rev. CdP 13) comme suit :

- i) "Espèce dont il faut se préoccuper en urgence" inclut les espèces pour lesquelles l'information disponible indique que les dispositions de l'Article IV, paragraphe 2 (a), 3 ou 6 (a), n'ont pas été mises en œuvre;
- ii) "espèce peut-être préoccupante" inclut les espèces pour lesquelles on n'est pas sûr que ces dispositions aient été mises en œuvre, et
- iii) "espèce moins préoccupante" inclut les espèces pour lesquelles l'information disponible semble indiquer que ces dispositions sont respectées.

Ces catégories tiennent compte de ce que, conformément à l'article VII (paragraphe 5), les spécimens d'animaux élevés en captivité sont exemptés des dispositions de l'article IV. Toutefois, les spécimens de sources "F", "R" et "W" requièrent l'établissement d'un avis de commerce non-préjudiciables (ci-après, "ACNP") au titre de l'article IV, et sont par conséquent visés par cette Étude du Commerce important.

Les données sur le commerce ont été tirées de la base de données sur le commerce CITES le 13 mai 2013. Les données sur le commerce figurant dans les rapports annuels CITES transmis par les États de l'aire de répartition après cette date au moment où nous rédigeons ces lignes ont également été incorporées (téléchargement le 4 septembre 2013). Les données sur le commerce ont été téléchargées tous les ans de 2002 à 2012 ; cependant, la date-butoir pour la soumission des rapports annuels de 2012 est le 31 octobre 2013, mais les rapports annuels de 2012 de nombreuses Parties n'avaient toujours pas été reçus. Au sein de chacune des études d'espèce, la section "Commerce" inclut des détails tirés des rapports annuels soumis par chaque État de l'aire de répartition pendant la période 2002-2012.

Les Autorités Scientifique et de Gestion de la CITES (ou leurs homologues dans les pays non-Parties) de chaque État de l'aire de répartition ont été contactées par courrier postal et, là où c'était possible, par courriel et par fax, en janvier/février 2013. Pour chaque taxon, il était demandé auxdites Autorités de fournir des renseignements concernant leur état de conservation ("statut"), leur commerce et leur gestion, y compris, le cas échéant, les éléments d'un éventuel ACNP. Là où c'était possible, des experts nationaux ont également été contactés pour fournir des informations complémentaires spécifiques à un pays.

Macaca fascicularis (Raffles, 1821) : Cambodge, Inde, Indonésie, République démocratique populaire Lao, Île Maurice, Palaos, Philippines, Viêt Nam

Cercopithecidae, Macaque crabier, Macaque de Buffon.

Sélection pour l'Étude du Commerce Important

Macaca fascicularis avait été sélectionnée en tant qu'espèce dont l'étude était prioritaire (pour tous les États de l'aire de répartition) lors de la 25^{ème} réunion du Comité pour les Animaux (ci-après, "CA") (AC25, Compte-rendu résumé), en se fondant sur les inquiétudes concernant i) l'augmentation rapide et intense du commerce international, ii) le manque de données sur les populations en tant que base scientifique permettant l'établissement d'un ACNP, iii) le caractère peu réaliste des quotas de piégeage, et les échecs concernant leur mise en application, iv) l'échec à intégrer l'impact de menaces supplémentaires lors de l'établissement d'un ACNP, v) les incohérences et les incertitudes qui entourent les codes de source, et vi) le manque de colonies autosuffisantes dans les installations de reproduction en captivité (Commission de la sauvegarde des espèces, ci-après "CSE", 2011). En 2008 et 2009, *M. fascicularis* avait été identifiée en tant qu'espèce ayant atteint un seuil élevé de volume commercial (Annexe 2, AC25 Doc 9.6). Lors de la 26^{ème} réunion du CA, des réponses avaient été reçues depuis la République populaire de Chine (ci-après, "la Chine"), l'Indonésie, la Malaisie et le Myanmar (AC26 Doc. 12.3). Le Bangladesh, le Brunei Darussalam, le Cambodge, l'Inde, l'Indonésie, la République démocratique populaire Lao (ci-après, "RDP Lao"), l'Île Maurice, les Palaos, les Philippines, Singapour et le Viêt Nam avaient été retenus pour cette étude (AC26, Compte-rendu résumé). Ultérieurement à la 26^{ème} réunion du CA, le Bangladesh, le Brunei Darussalam et Singapour, vu l'absence de trafic commercial au long des dix dernières années, ont été éliminés du processus avec l'accord du CA, après l'avoir consulté.

A. Résumé

Vue d'ensemble des recommandations concernant *Macaca fascicularis*.

Aperçu général		
		Largement répandue et comptant plusieurs populations introduites. Espèce classée Moins préoccupante sur la Liste rouge de l'UICN (avec quelques sous-espèces classées Données insuffisantes, Quasi menacée ou Vulnérable). Un déclin de la population a été signalé dans de nombreuses zones, et le commerce international à des fins de recherche biomédicale était considéré comme une menace-clé.
État de l'aire de répartition	Catégorie provisoire	Résumé
Cambodge	Peut-être préoccupante	Très forts niveaux de commerce international sur 2002-2012, portant principalement sur des spécimens vivants de sources "C" et "F". L'espèce semble largement répandue dans le pays, mais la taille de la population et le degré de déclin actuels sont inconnus. La capture à des fins d'exportation était considérée comme une menace majeure. Les fondements permettant l'établissement d'un ACNP étant peu clairs, l'espèce est classée Peut-être préoccupante ; les problèmes sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a) restent entiers.

Macaca fascicularis

Inde	Moins préoccupante	Aucun commerce international notifié sur 2002-2011. La sous-espèce endémique <i>M. f. umbrosa</i> n'est rencontrée que dans les îles Nicobar, et c'est une espèce classée Vulnérable sur la Liste rouge de l'UICN à la suite des impacts du tsunami de 2004. Toutefois, des enquêtes indiquent que la population se serait récupérée dernièrement. Vu l'absence de commerce international, espèce classée Moins préoccupante.
Indonésie	Moins préoccupante	Niveaux importants de commerce international sur 2002-2011, portant principalement sur des animaux vivants de source "F"; le commerce a décliné depuis 2009. L'exportation de spécimens sauvages est interdite, et aucun commerce concernant des spécimens sauvages vivants n'a été notifié depuis 2003, quoique des exportations de spécimens scientifiques de source sauvage aient été communiquées. Largement répandue et considérée localement abondante, l'espèce est donc classée Moins préoccupante, bien que les problèmes sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a) restent entiers.
République démocratique populaire Lao	Espèce dont il faut se préoccuper en urgence	Niveaux de commerce international relativement importants sur 2004-2011, portant sur des spécimens sauvages, élevés en captivité (source "C") et élevés en ranch (source "R"). La capture à des fins commerciales est considérée comme une menace importante. Des inquiétudes avaient été soulevées concernant une contrebande possible. L'espèce est rencontrée dans le sud de la RDP Lao. La taille de la population étant estimée à 3 000 à 5 000 spécimens, elle est jugée potentiellement menacée. Compte tenu de l'importance des niveaux de commerce et de la faible taille de la population, elle est donc classée Espèce dont il faut se préoccuper en urgence ; les problèmes sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a) restent entiers.
Île Maurice	Moins préoccupante	Niveaux d'exportations internationales modérés sur 2002-2011, portant principalement sur des spécimens de source "F", mais l'espèce, introduite, est considérée envahissante ; des efforts d'éradication sont en cours. Par conséquent, cette espèce est classée Moins préoccupante.
Les Palaos	Moins préoccupante	Un seul spécimen notifié dans le commerce entre 2002 et 2011. Introduite et considérée envahissante, l'espèce est donc classée Moins préoccupante.
Philippines	Moins préoccupante	Niveaux de commerce international modérés sur 2002-2011, et ne portant pratiquement que sur des animaux et des spécimens vivants élevés en captivité. La capture à des fins d'exportation était considérée comme une menace. La chasse et la capture sont interdites, sauf la capture à des fins d'élevage ou scientifiques, qui est autorisée. L'espèce est largement répandue et "commune" localement, mais sa population affiche une tendance au déclin. Base sur le fait qu'il n'y ait pratiquement pas de commerce de spécimens sauvages, elle est classée Moins préoccupante, bien que les problèmes sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a) restent entiers.
Viêt Nam	Moins préoccupante	Très fort niveau d'exportations sur 2002-2011 portant principalement sur des spécimens élevés en captivité. Des inquiétudes avaient été soulevées concernant une contrebande possible. L'exportation de spécimens sauvages est interdite. L'espèce est localement commune et considérée "à plus faible risque" au niveau national. Par conséquent, elle est classée Moins préoccupante, bien que les problèmes sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a) restent entiers.

B. Aperçu de l'espèce

Remarque taxonomique : Fooden (1995) avait signalé jusqu'à 50 espèces et sous-espèces associées à *M. fascicularis*, taxon considéré morphologiquement et génétiquement variable. Wilson et Reeder (2005) (Référentiel standard CITES) considéraient *M. fascicularis* comme un groupe d'espèces rassemblant *M. fascicularis*, *M. irus* et *M. cynomolgus*. D'après Fooden (2006), ce groupe incluait *M. fascicularis*, *M. mulatta* et *M. fuscata* ; Mittermeier *et al.* (2013) y ajoutaient *M. cyclopis*. On sait que cette espèce s'hybride avec d'autres *Macaca* spp. (Mittermeier *et al.*, 2013). Gumert (2011) avait identifié deux formes génétiquement distinctes en Asie du sud-est : la continentale et l'insulaire.

Wilson et Reeder (2005) avaient identifié les sous-espèces suivantes : *M. f. aureus*, *M. f. atriceps*, *M. f. condorensis*, *M. f. fuscus*, *M. f. karimondjawa*, *M. f. lasiae*, *M. f. philippinensis*, *M. f. tua* et *M. f. umbrosus*.

Biologie : *M. fascicularis* est une espèce de primate surtout arboricole (Bonadio, 2000) rencontrée dans divers types d'habitats, dont les forêts et leurs lisières, les régions littorales, les prairies et les sites rupestres, ainsi que, souvent, dans des habitats anthropisés, telles que les plantations, les terres agricoles, les établissements humains et les parcs de loisirs (Bonadio, 2000 ; Kemp, 2007 ; Fuentes *et al.*, 2011 ; Gumert, 2011 ; Mittermeier *et al.*, 2013).

M. fascicularis vit en groupes de 10 à 85 individus environ (Sussman *et al.*, 2011). Les femelles atteignent la maturité sexuelle vers l'âge de quatre ans (Thomson, 2008), et les mâles vers six ans (Bonadio, 2000). La mise-bas, qui peut avoir lieu quelle que soit la saison de l'année, ne concerne généralement qu'un seul petit (Kemp, 2007 ; Southwick et Siddiqi, 2011) ; il existe toutefois un pic de naissances à la saison des pluies (Bonadio, 2000). La période de gestation est de 160 à 168 jours (Mittermeier *et al.*, 2013), et les femelles mettent bas tous les ans ou un an sur deux (Kemp et Burnett, 2003). L'espérance de vie moyenne était estimée à 25 ans dans la nature, et jusqu'à 37 ans en captivité (Kemp, 2007).

Répartition générale et état de conservation : *M. fascicularis* a été décrite comme largement répandue (Ong et Richardson, 2008 ; Gumert, 2011), son aire de répartition couvrant depuis le Bangladesh et le Myanmar, au nord, jusqu'à la Malaisie et l'archipel indonésien, au sud, et depuis les îles Nicobar, à l'ouest, jusqu'aux Philippines et à Timor, à l'est (Wolfheim, 1983 ; Fooden, 1995 ; Bonadio, 2000) (Figure 1). En se fondant sur les limites de son aire de répartition naturelle, établies par Ong et Richardson (2008), DPIPWE (2011) avait estimé que son aire naturelle couvrait environ 2,4 millions de km². Par ailleurs, des populations introduites existent à l'Île Maurice ; dans la Région administrative spéciale de Hong Kong (ci-après, "RAS de Hong Kong") ; aux Palaos ; aux îles de Tinjil et de Papouasie, en Indonésie (Kemp, 2007 ; Gumert, 2011) ; et sans doute à Célèbes (Gumert, 2011) ; selon Shek (2011), les populations de la RAS de Hong Kong avaient été réintroduites après leur éradication. L'aire totale de distribution de ces introductions était estimée à environ 466 000 km² (DPIPWE, 2011).

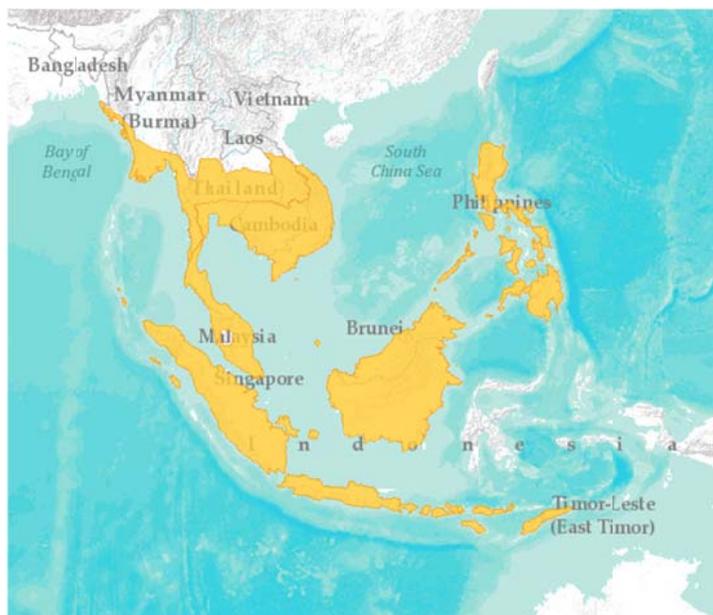


Figure 1. Répartition de *Macaca fascicularis* (Source : Ong et Richardson, 2008).

La taille actuelle de la population de *M. fascicularis* était considérée assez mal connue (Cawthon Lang, 2006 ; Gumert, 2011). Cette espèce a été décrite comme “souvent abondante” (Ong et Richardson, 2008), “largement répandue mais en déclin rapide” (Eudey, 2008), et “commune, mais localement en déclin” (Foley et Shepherd, 2011).

M. fascicularis était classée Moins préoccupante sur la Liste rouge de l’UICN, en se fondant sur “(sa) vaste distribution, une population supposée importante, son adaptabilité face à un large éventail d’habitats, sa

présence dans un certain nombre de zones protégées, et parce qu’il était jugé peu probable qu’elle décline à des taux susceptibles d’en faire une candidate aux listes des catégories menacées” (Ong et Richardson, 2008). *M. f. condorensis* était classée Vulnérable, compte tenu de ce que “la population est estimée à moins de 1 000 spécimens au total (y compris les spécimens matures). Bien que l’aire de répartition de cette sous-espèce soit très réduite, elle vit dans une île classée Parc national, et il n’existe pas de menaces évidentes susceptibles de mener rapidement à son déclin” (Ong et Richardson, 2008). *M. f. umbrosus* est elle aussi classée Vulnérable, compte tenu des impacts probablement négatifs du tsunami de décembre 2004, et des répercussions potentielles de la perte d’habitat et de la chasse (Ong et Richardson, 2008). *M. f. philippensis* était classée Quasi menacée en se fondant sur “quelques déclin imputables à la chasse et à la perte d’habitat” (Ong et Richardson, 2008). Les autres sous-espèces (*M. f. atriceps*, *M. f. aureus*, *M. f. fuscus*, *M. f. karimondjaware*, *M. f. lasiae* et *M. f. tua*) avaient été classées Données insuffisantes eu égard au manque d’information concernant le statut des populations et les menaces (Ong et Richardson, 2008) ; toutefois, *M. f. aureus* (comme *M. f. aurea*) avait été classée Critiquement menacée à la suite d’une évaluation des espèces de primates d’Asie méridionale par Molur *et al.* (2003), et Gumert *et al.* (2011) avaient fait remarquer qu’“il n’est pas peu probable que la plupart des formes classées Données insuffisantes requièrent également un certain niveau de soutien à la protection”. Toutes les sous-espèces afficheraient cependant une certaine tendance au déclin des populations (Ong et Richardson, 2008).

Gumert (2011) avait signalé un déclin de la population de 40 p. cent sur environ 25 ans, en se fondant sur les estimations de population de Fooden (1995 ; 2006). La plupart des déclin se seraient produit au sein d’environnements naturels, alors que les populations habitant des environnements anthropisés auraient augmenté dans de nombreuses zones (Gumert, 2011). Eudey (2008, 2009b) avait demandé à ce que son statut actuel sur la Liste rouge fasse l’objet d’une réévaluation, compte tenu du déclin rapide de l’espèce.

Menaces : *M. fascicularis* est “profusément commercialisée” (Foley et Shepherd, 2011), car c’est l’une des principales espèces de primates utilisées en recherche biomédicale (Eudey, 2008 ; Gumert, 2011 ; Sussman *et al.*, 2011). Foley et Shepherd (2011) considéraient que les données d’exportations mondiales sur 2004-2008 indiquaient des niveaux de commerce “éminemment non-durables”. La contrebande était jugée commune (TRAFFIC et Programme CSE/UICN sur le commerce des espèces sauvages, 2004 ; Foley et Shepherd, 2011 ; CSE, 2011 ;).

Le commerce intérieur était considéré comme une menace importante dans certains pays de l’aire de répartition (CSE, 2011). *M. fascicularis* était “parfois” chassée comme gibier au sein de son aire de répartition indigène (Kemp, 2007), et fréquemment capturée comme animal de compagnie, mais abandonnée lorsqu’elle atteignait la maturité sexuelle (Gumert, 2011). Ong et Richardson (2008) considéraient que la chasse était la principale menace, mais ils ne la considéraient pas significative à l’échelle globale pour l’espèce.

La perte d’habitat était considérée comme une menace supplémentaire (Wolfheim, 1983 ; Bonadio, 2000 ; Eudey, 2008), bien que *M. fascicularis* soit jugée assez tolérante aux altérations de l’habitat (Ong et Richardson, 2008).

Vue d’ensemble concernant le commerce et la gestion : *M. fascicularis* figure à l’Annexe II de la CITES depuis le 04/02/1977. Elle avait été retenue pour l’ÉCI en 1993, et il en avait été conclu que le niveau de commerce n’avait sans doute pas d’effet adverse sur les populations mondiales (WCMC *et al.*, 1993). Elle avait aussi été retenue comme candidate possible pour l’Étude en 2004, mais s’en était retrouvée exclue en tant qu’espèce “pour laquelle les principaux sujets d’inquiétude semblent être autres que la mise en œuvre de l’Article IV” (TRAFFIC et Programme CSE/UICN sur le commerce des espèces sauvages, 2004).

M. fascicularis est élevée en captivité dans plusieurs pays, principalement pour les essais de laboratoire (Jiang *et al.*, 2007 ; Thomson, 2008). Kemp et Burnett (2003) avaient fait remarquer que la disponibilité de spécimens “élevés en captivité” avait réduit la demande de spécimens sauvages.

En tant qu’espèce introduite, *M. fascicularis* a été répertoriée parmi les “cent pires espèces exotiques invasives à l’échelle mondiale” (Lowe *et al.*, 2004). Elle était considérée comme une menace pour la vie sauvage locale, comme un ravageur des récoltes, et comme un nuisible (Kemp, 2007 ; DPIPWE, 2011 ; Gumert, 2011 ;), ce qui a entraîné l’éradication de populations dans certaines zones (Mi San et Hamada, 2011). Les populations font l’objet de contrôles sous forme de piégeage, relâchage, abattage et stérilisation à l’intérieur et à l’extérieur de leur aire de répartition indigène (Jones-Engel *et al.*, 2011).

C. Étude pays par pays

CAMBODGE

Distribution dans l’État de l’aire de répartition : Sa présence au Cambodge a été confirmée (Brandon-Jones *et al.*, 2004 ; Kemp, 2007 ; Ong et Richardson, 2008). D’après Walston *et al.* (2001), Rawson (2010) et Gumert (2011), *M. fascicularis* était rencontrée dans tout le Cambodge, mais Wolfheim (1983) la pensait absente du nord du pays. Campbell *et al.* (2006) avaient enregistré sa présence dans les forêts marécageuses du grand lac de Tonlé Sap (Cambodge central). L’OG CITES cambodgien (*in litt.* à l’UNEP-WCMC, 2013) a signalé sa présence à l’ouest (provinces de Koh Kong, Kam Pot, Kampong Speu et Po Sat), à Tonlé Sap, ainsi que dans le nord et l’est du Cambodge.

Tendances et état de la population : En se fondant sur des enquêtes réalisées le long du Mékong, dans le nord-est du Cambodge, en 2006-2007, Timmins (2008) considérait que

M. fascicularis était “probablement en déclin rapide” et en risque d’éradication. L’OG CITES cambodgien (*in litt.* à l’UNEP-WCMC, 2013) avait enregistré des densités de 67 spécimens/km² dans la zone occidentale, de 29 spécimens/km² dans celle de Tonlé Sap, et de 22 spécimens/km² dans le nord et l’est du pays, en se fondant sur des enquêtes réalisées en 2007 par le Département de vie sauvage et de diversité biologique de l’Administration forestière. Des enquêtes ont révélé que cette espèce avait été localement éradiquée dans certaines zones (OG CITES du Cambodge, *in litt.* à l’UNEP-WCMC, 2013). Lee (2011), qui avait mené une étude d’un mois dans le nord-est du Cambodge en 2008, n’avait trouvé de spécimens ni dans des habitats pourtant favorables, ni sur les marchés, et en concluait que l’espèce n’était pas commune. Eudey (2009b) avait signalé un déclin de la population, et d’après Gumert (2011) les populations cambodgiennes étaient “en voie de disparition”.

Menaces : Le commerce à des fins de recherche biomédicale était considéré comme la principale menace des populations cambodgiennes (Eudey, 2008 ; CSE, 2011). Le piégeage à grande échelle pour exportation vers la Chine et le Viêt Nam aurait débuté en 2006 (Pollard *et al.*, 2007), affectant plus particulièrement les populations à proximité des établissements humains (Lee, 2011). D’après Ong et Richardson (2008), les spécimens femelles capturées dans la nature rejoignaient des installations d’élevage, et les mâles étaient directement exportés comme animaux de laboratoire. Campbell *et al.* (2006) et la BUAV (2008) affirmaient qu’ils étaient piégés en grand nombre dans la nature, dans les provinces de Tonlé Sap et de Kratie, pour des installations d’élevage au Cambodge et au Viêt Nam. Timmins (2008) considérait la chasse à des fins commerciales comme la principale cause du déclin de la population dans la zone du Mékong, dans le nord-est du pays.

Parmi les menaces supplémentaires figuraient l’exploitation pour la médecine traditionnelle, la perte d’habitat (CSE, 2011) et la capture pour le commerce intérieur d’animaux de compagnie (Rawson, 2010).

Commerce : Le Cambodge avait transmis tous rapports annuels sur 2002-2012, mais n’avait publié aucun quota d’exportation concernant *M. fascicularis*. Les exportations directes de *M. fascicularis* depuis ce pays pendant la période 2002-2012 obéissaient à des fins commerciales et étaient principalement constituées d’animaux vivants de source “C” et “F” ; le reste du commerce portait sur des spécimens de sources “W”, “F” et “R” et commercialisés à des fins scientifiques, médicales et commerciales (Tableau 1). De grandes quantités de spécimens saisis/confisqués avaient aussi été signalées en 2008 et 2011. Tous les spécimens, dont une bonne proportion d’animaux vivants, avaient été importés par les États-Unis ; la Chine était le principal pays importateur de *M. fascicularis* vivants.

Aucune exportation indirecte de *M. fascicularis* provenant du Cambodge n’avait été signalée avant 2006 ; le commerce indirect notifié sur 2006-2012 était principalement constitué de spécimens de sources “C” et “F” échangés à des fins scientifiques, médicales et commerciales.

Tableau 1. Exportations directes de *Macaca fascicularis* depuis le Cambodge (hors échanges commerciaux portant sur des combinaisons de termes/unités dont le total <10 unités), 2004-2012. L'essentiel des transactions était officiellement dans un but codé M, S ou T. (Aucun commerce n'avait été signalé sur 2002-2003.)

Terme	Unité	Source	Communiqué par	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	Total		
vivants	-	C	Importateur	1500	5040	9412	5780	2480	2720	3000	4400		3433		
						1599								2	
			Exportateur	1590	7430	0	5480					6000	3930		4042
											1110				
		F	Importateur					8060		5	7310	2752			7
								1482		1586					3862
			Exportateur				1800	0	0	3095	3050				5
spécimens (dont poil)	-	W	Importateur							159	124		283		
			Exportateur												
		R	Importateur							80				80	
			Exportateur												
		F	Importateur					2519				550		3069	
			Exportateur									250		250	
		I	Importateur					750				336		1086	
			Exportateur												

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP-WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

En se fondant sur des visites de terrain réalisées en 2008, Eudey (2009a) avait trouvé des preuves anecdotiques de contrebande depuis le Cambodge. Elle avait aussi signalé les inquiétudes soulevées par des observateurs d'ONG ayant constaté un commerce non-déclaré depuis les installations d'élevage (Eudey, 2009b). D'après Hamada *et al.* (2010), des spécimens capturés dans la nature seraient illicitement exportés depuis le Cambodge vers la RDP Lao, où cette espèce n'affiche qu'une population réduite.

Gestion : *M. fascicularis* est une espèce classée Commune (elle est assez commune et largement répandue, affiche une forte capacité de reproduction, et n'est pas soumise à une menace importante) au titre de l'Article 48 de la loi de Foresterie (Cambodge, 2002a). L'Article 49 de la loi de Foresterie interdit la chasse à l'intérieur des zones protégées, et l'Article 50 sanctionne la possession d'espèces "communes" comme animaux de compagnie, ainsi que leur transport et leur commerce dans des quantités dépassant "l'usage coutumier" (Cambodge, 2002b). L'OG CITES du Cambodge (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a confirmé l'illégalité du commerce, du stockage, de la chasse et du transport de cette espèce à "grande échelle commerciale" sans un permis délivré par l'Administration forestière, et que le montant des amendes à payer en cas d'infraction atteignait de deux à quatre fois celui de la valeur des spécimens sur le marché.

L'OG CITES du Cambodge (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé que l'élevage de cette espèce requérait un permis délivré par le ministère de l'Agriculture, de la foresterie et des pêcheries. Thomson (2008) avait signalé que "la reproduction en captivité" de *M. fascicularis* avait augmenté significativement sur 2001-2008. La BUAV (2008) avait recensé huit fermes d'élevage à grande échelle produisant des spécimens pour l'exportation ; ces installations étaient considérées tributaires du stock de reproducteurs sauvages (BUAV, 2008 ; Thomson, 2008 ; Groupe de spécialistes des primates de la CSE, 2012), et n'étaient souvent pas capables de produire des spécimens de deuxième génération (CSE, 2011). Des inspections sont réalisées par l'Administration forestière, sous tutelle du ministère de l'Agriculture, des pêcheries et de la foresterie, pour contrôler le nombre d'animaux capturés dans la nature (Thomson, 2008). L'établissement de fermes d'élevage à proximité de zones protégées s'était traduit par une augmentation de la collecte dans la nature (OG CITES du Cambodge, 2007, comm. pers. à A. Eudey, in Eudey, 2008).

La CSE (2011) avait manifesté son inquiétude concernant l'établissement d'ACNP concernant *M. fascicularis* au Cambodge.

Cette espèce est présente dans de nombreuses zones protégées (Rawson, 2010), et elle était même considérée assez abondante dans la Zone de conservation de la biodiversité de Seima (Pollard *et al.*, 2007). Plus récemment, la présence de cette espèce avait été constatée dans le projet de Forêt protégée de la région de West Siem Pang (BirdLife International, 2012). Cependant, R. A. Mittermeier (2008, comm. pers. à A. Eudey, in Eudey, 2008) avait signalé que cette espèce avait disparu de nombreuses zones protégées à cause de la contrebande, et la BUAV (2008) avait découvert des preuves de terrain d'un piégeage illicite (sans permis) dans la Réserve de Beong Tonlé Chhma.

INDE

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La sous-espèce *M. f. umbrosa* est endémique des îles Nicobar (Océan indien oriental) (Wilson et Reeder, 2005 ; Ong et Richardson, 2008 ; Gumert, 2011), où elle est rencontrée principalement dans les régions littorales de l'île de Katchall et celles de Petite Nicobar et de Grande Nicobar (Fooden, 1995).

Tendances et état de la population : Dans une évaluation de l'état des populations de primates d'Asie du sud, *M. f. umbrosus* avait été classée Quasi menacée au vu de son aire de répartition, limitée, et de son habitat, en cours d'amélioration (Molur *et al.*, 2003). Cependant, dans le cadre de l'évaluation de la Liste rouge de l'UICN, Ong et Richardson (2008) avaient classé cette sous-espèce "Vulnérable" en se fondant sur son statut "inconnu" à la suite du tsunami de 2004. Malgré un déclin observé de la population dans les zones côtières à la suite dudit tsunami (Sivakumar, 2010 ; AS CITES de l'Inde, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), des enquêtes plus récentes réalisées par Narasimmarajan et Raghunathan (2012) dans l'île de Grande Nicobar sur 2011-2012 indiquaient une récupération de la population.

Menaces : La perte d'habitat, la chasse à des fins de subsistance, et le fait d'être considérée nuisible pour les cultures constituaient les principales menaces de l'espèce (Molur *et al.*, 2003 ; Ong et Richardson, 2008 ; AS CITES de l'Inde, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Commerce : L'Inde avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2010, mais n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *M. fascicularis*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, aucun commerce direct ou indirect de *M. fascicularis* provenant de l'Inde n'avait été signalé sur cette période. L'Union européenne avait suspendu le commerce de *M. fascicularis* sauvages depuis l'Inde entre 1997 et le 26/11/2010.

Gestion : *M. f. umbrosa* est inscrite à l'Agenda I, Partie I, de la loi indienne de Protection de la vie sauvage de 1972 (amendée en 2002 et en 2006), laquelle interdit la chasse et le commerce sans les licences *ad hoc* (Inde, 1972). Des études de population sont régulièrement menées dans le cadre du projet *Zoological Survey India "Diversité faunistique de la Réserve de la biosphère de Grande Nicobar"* (AS CITES de l'Inde, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Cette espèce est aussi rencontrée dans deux zones protégées, les PN de Campbell Bay et de Galathea, dans l'île de Grande Nicobar (AS CITES de l'Inde, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

INDONESIE

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : *M. fascicularis* est jugée largement répandue en Indonésie (Fooden, 1995 ; Brandon-Jones *et al.*, 2004 ; Kemp, 2007 ; Eudey, 2008). *M. f. fascicularis* est rencontrée à Sumatra, Bornéo et Java (Fooden, 1995 ; Mittermeier *et al.*, 2013), ainsi que dans les îles adjacentes, dont Lingga, Bangka-Belitung et Batu (OG et

AS CITES d'Indonésie, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). *M. f. karimondjiwae* est rencontrée dans les îles de Karimunjawa et de Kemujan, au large de la côte centre-nord de Java (Fooden, 1995 ; Afendi *et al.*, 2011 ; Gumert, 2011) ; *M. f. fuscus* habite l'île de Simeulue (près du littoral occidental du nord de Sumatra) (Fooden, 1995 ; Gumert, 2011) ; et *M. f. lasiae* vit dans l'île de Lasia (Pulau Lasia) (également près du littoral occidental du nord de Sumatra) (Gumert, 2011).

Des populations introduites de *M. fascicularis* auraient été rencontrées en Papouasie occidentale et dans l'île de Tinjil (sud de Java), où cette espèce avait été introduite intentionnellement vers 1988-1991 (Kemp, 2007 ; Gumert, 2011) ; la présence d'une autre population probablement introduite aurait aussi été signalée à Célèbes (Gumert, 2011).

L'OG et AS CITES d'Indonésie (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) ont identifié plusieurs sous-espèces locales : *M. f. baweana* dans l'île de Bawean (au large des côtes de Java), *M. f. limitis* à Timor (province des Nusa Tenggara oriental), *M. f. mordax* à Java et à Bali, *M. f. phaeura* dans l'île de Nias (au large de la côte ouest de Sumatra), *M. f. pumila* dans les îles Natuna (au large de la côte nord-ouest de Bornéo), et *M. f. sublimitis* dans celles de Lombok, Sumbawa, Florès et Atauro (Pulau Kambing), dans les petites îles de la Sonde.

Tendances et état de la population : L'OG et AS CITES d'Indonésie (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) considèrent que *M. fascicularis* est commune et que sa population en augmentation dans certaines zones par suite de la conversion de forêts naturelles, vu l'appétence de cette espèce pour les habitats modifiés ; Wolfheim (1983) considérait déjà cette espèce localement abondante. Les études de population réalisées en 2009 à Bali indiquaient une tendance à l'augmentation de la population (Brotcorne *et al.*, 2011 ; Fuentes *et al.*, 2011). Southwick et Siddiqi (2011) avaient eux aussi signalé une tendance à l'augmentation de la population dans la forêt d'Ubud, à Bali. Cependant, Kyes *et al.* (2011) avaient fait remarquer que malgré cette abondance supposée, on ne disposait que de peu d'estimations récentes de la population. À la suite d'une étude sur une semaine et d'interviews réalisées en 2009 à Java, Kyes *et al.* (2011) avaient déduit que la répartition de cette espèce était inégale.

L'OG et AS CITES d'Indonésie (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) ont résumé les estimations de la population à partir d'enquêtes locales, dont 5 800 spécimens enregistrés dans la province de Java occidentale (densité de cinq spécimens/ha), 4 000 dans la province de Java central (trois spécimens/ha), 3 970 à Yogyakarta (trois spécimens/ha), 2 130 dans trois villages de la province de Sumatra occidentale, 2 624 dans cinq villages dans la province de Sumatra du Sud, 1 200 dans trois villages dans la province de Bengkulu (sud-ouest de Sumatra) (Wiradateti *et al.*, 2007 ; Suyanto *et al.*, 2007, in OG et AS CITES d'Indonésie, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), et 2 000 dans les populations introduites de l'île de Tinjil (Perwitasari-Farajallah *et al.*, 2010). Par ailleurs, des populations inférieures au millier de spécimens avaient été recensées dans la forêt de singes d'Alas Kedaton (Bali), dans l'île de Lombok, et dans le Parc national Kerinci Seblat (à Sumatra), avec des densités d'un à trente-et-un spécimens/ha (OG et AS CITES d'Indonésie, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013, et références y contenues).

Afendi *et al.* (2011), qui avaient mené des interviews et des enquêtes dans l'île de Karimunjawa en 2008, estimaient que la taille de la population de *M. f. karimondjiwae* était "bien inférieure au millier de spécimens, et fort probablement inférieure à 500" et suggéraient que son statut de "Données insuffisantes" sur la Liste rouge devrait être révisé à la hausse (Afendi *et al.*, 2011). La BUAV (2009) avait manifesté des inquiétudes au sujet de la fiabilité des enquêtes.

Menaces : Le commerce intérieur comme animaux de compagnie était considéré comme la principale menace des primates indonésiens (Malone *et al.*, 2003 ; Shepherd, 2010). D’après des études de marché, *M. fascicularis* était facilement disponible à bas prix (Malone *et al.*, 2003 ; Shepherd *et al.*, 2004 ; Shepherd, 2010). L’impact sur les populations sauvages était jugé important, la plupart des nourrissons et des juvéniles du commerce étant capturés après avoir tué leurs mères et affichant une forte mortalité en captivité (Malone *et al.*, 2003 ; Geissmann *et al.*, 2006).

La perte d’habitat était considérée comme une menace significative (Eudey, 2008 ; Marchal et Hill, 2009 ; Yanuar *et al.*, 2009). Afendi *et al.* (2011) avaient signalé l’importance du conflit entre l’homme et les macaques aux abords du Parc marin national de l’île de Karimunjawa, et Kyes *et al.* (2011) avaient eux aussi signalé de nombreux conflits avec l’homme à Java. Cette espèce était en outre abattue en tant que nuisible pour les cultures à Bali (Fuentes *et al.*, 2011), et chassée comme gibier à Bali et à Bornéo (Bonadio, 2000 ; Fuentes *et al.*, 2011).

L’OG et AS CITES d’Indonésie (*in litt.* à l’UNEP-WCMC, 2013), qui considèrent “très limitée” la collecte dans la nature pour l’exportation commerciale, jugent qu’elle n’a pas d’impacts significatifs sur la population. Mittermeier *et al.* (2013) ont cependant signalé que les quotas de piégeage intérieur à des fins de recherche et pour l’exportation avaient été augmentés par suite de conflits entre l’homme et les macaques. D’après Yanuar *et al.* (2009), la capture à des fins d’exportation constituait une menace significative à Sumatra.

Commerce : L’Indonésie avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2011, et publié tous les ans de 1998 à 2001 des quotas d’exportation pour les *M. fascicularis* vivants non-reproducteurs ; le quota ne s’appliquait qu’aux animaux élevés en captivité (source “C”) sur 1998-2000, et uniquement aux animaux sauvages en 2001. En 2002, un quota avait été enregistré comme “en préparation”, et en 2009 un quota d’exportation “zéro” concernant les *M. fascicularis* sauvages avait été publié. D’après les informations de la base de données sur le commerce CITES, aucun commerce direct de *M. fascicularis* sauvages depuis l’Indonésie n’avait été notifié en 2009 ni par l’Indonésie, ni par aucun pays importateur.

Les exportations directes de *M. fascicularis* depuis l’Indonésie sur 2002-2012 étaient principalement constituées d’animaux vivants et de spécimens de source “F” exportés à des fins commerciales, scientifiques et médicales (Tableau 2). L’OG indonésien (*in litt.* à l’UNEP-WCMC, 2013) a confirmé qu’en 2010, des spécimens vivants officiellement élevés en captivité en Indonésie pourraient avoir inclus des spécimens de source “F”. Le principal pays importateur était les États-Unis. Le commerce d’animaux vivants avait décliné tous les ans depuis 2009, et celui de spécimens avait augmenté considérablement en 2010, mais décliné par la suite. L’OG et AS CITES d’Indonésie (2013, *in litt.* à l’UNEP-WCMC) ont confirmé la tendance à la diminution du commerce d’animaux vivants, et signalé que les exportations actuelles – en 2012 – étaient constituées de vingt spécimens.

Le commerce indirect de *M. fascicularis* provenant d’Indonésie sur 2002-2012 était principalement constitué de spécimens de sources “C”, “F” et “W” commercialisés à des fins scientifiques, médicales et commerciales.

Tableau 2. Exportations directes de *Macaca fascicularis* depuis l'Indonésie (hors échanges commerciaux portant sur des combinaisons de termes/unités dont le total <5 unités), 2002-2011. L'essentiel des transactions était officiellement dans un but codé M, S ou T. (Le rapport annuel de l'Indonésie pour 2012 n'avait toujours pas été reçu ; aucun commerce n'avait été notifié en 2012 ; quantités arrondies à la première décimale, le cas échéant.)

Terme	Unité	Source	Communiqué		2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total			
			par															
vivants	-	W	Importateur		240										240			
				Exportateur	4	4										8		
			C		Importateur	1284	1017	520	600	738	1789	234					6182	
				Exportateur											1587		1587	
			F		Importateur	357	1441	1184	2309	2431	1511	3234	2540	1372	576		1695	
				Exportateur		3134	1370	2460	3127	2981	5211	4157	2156		1391		2598	
		U	Importateur		350												350	
				Exportateur														
		spécimens (y compris dérivés)	kg		F	Importateur	36,3											36,3
				Exportateur										0,2				0,2
						F	Importateur	0,2				0,3						
				Exportateur											0,6		26,7	
W	Importateur					2		300	381	250	940				1100		2973	
				Exportateur		200		137	90		140	350					917	
C	Importateur				110			5	464							579		
				Exportateur			1700							8121		9821		
F	Importateur				6		572	4	469		120	1504	4787	2935		1039		
				Exportateur	410	1736	1732	3662	1970	2410	1720	2418		1100		7		
I	Importateur								350								1715	
				Exportateur													8	
															350			

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP-WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Gestion : La chasse sans permis et le commerce intérieur de *M. fascicularis* en tant qu'animaux de compagnie sont illicites (Shepherd, 2010) ; cependant, la mise en œuvre des réglementations concernant les Primates était jugée insuffisante (Geissmann *et al.*, 2006 ; Shepherd, 2010). L'exportation de spécimens sauvages est interdite depuis 1994, au titre du Décret n° 03/Kpts/DJ-VI/1994 (OG et AS CITES d'Indonésie *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), conformément aux recommandations du Comité pour les Aniamux, en consonance avec le document Resolution Conf. 8.9 (Doc. 11.41.1 Annexe 2). L'OG et AS CITES d'Indonésie (2013, *in litt.* à l'UNEP-WCMC) ont signalé que la collecte dans la nature n'était autorisée qu'afin de renflouer les stocks reproducteurs en captivité, et que les exportations de *M. fascicularis* ne portaient que sur des spécimens provenant officiellement d'"installations de reproduction en captivité".

Un quota de collecte concernant les spécimens sauvages piégés pour la reproduction en captivité est assigné par l'OG (Directorat général de la Protection de la forêt et de la conservation de la nature, PHKA), conformément aux recommandations formulées par l'AS CITES (Institut indonésien des sciences, LIPI) (Santosa *et al.*, 2012). L'OG CITES d'Indonésie (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé que divers experts d'organisations de recherche, d'universités et d'ONG s'impliquaient dans l'établissement de quotas provinciaux, et que l'information disponible concernant la biologie, la répartition, les usages généraux des sols et les menaces spécifiques à certaines régions étaient prise en compte pour la détermination des niveaux de collecte admissibles. L'OG et AS CITES d'Indonésie (2013, *in litt.* à l'UNEP-WCMC) ont signalé que les effectifs réels collectés dans la nature étaient significativement inférieurs aux quotas, et qu'aucun spécimen n'avait été collecté dans la

nature 2010-2012 (Tableau 3). Cependant, des inquiétudes avaient été soulevées concernant la gestion des quotas (BUAV, 2009 ; Santosa *et al.*, 2012).

Tableau 3. Quotas de collecte dans la nature et nombre total de spécimens de *Macaca fascicularis* capturés dans la nature en Indonésie à des fins d'élevage en captivité (source : Santosa *et al.*, 2012 ; OG et AS CITES d'Indonésie, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013 ; OG CITES d'Indonésie, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Année	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Quota	2000	2000	4100	5100	15100	5000	50001	0*	0*
Nbre d'animaux capturés	0	200	344	0	886	0	0	0	0

* Quota non disponible

L'OG et AS CITES d'Indonésie (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) ont signalé le recours à un système d'estimation de la production maximale pour le suivi des installations officielles de reproduction en captivité. Cette estimation repose sur les effectifs d'adultes reproducteurs et sur une estimation de la capacité de reproduction ; ces estimations sont par la suite vérifiées par l'OG CITES (OG et AS CITES d'Indonésie *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Le plan de production totale combinée des huit firmes agréées était de 8 341 spécimens pour 2013 (OG et AS CITES d'Indonésie *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

De nombreuses installations d'élevage étaient jugées incapables de produire une descendance de deuxième génération (CSE, 2011), et des inquiétudes avaient été soulevées concernant le blanchiment de spécimens capturés dans la nature (Foley et Shepherd, 2011). Toutefois, plus récemment, l'OG et l'AS indonésiens (2013, *in litt.* à l'UNEP-WCMC) ont confirmé l'emploi d'un marquage par tatouage pour l'identification des spécimens élevés en captivité.

Les spécimens produits dans les îles indonésiennes, et notamment à Tinjil, sont exportés sous les codes de source "C" et "F", bien qu'il ait été fait remarquer qu'ils ne proviennent pas d'un "environnement contrôlé" aux termes de la décision CITES Res. 10.16 (Rev). (Groupe de spécialistes des primates de la CSE, 2012). L'OG indonésien (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a confirmé que les spécimens étaient principalement exportés sous code de source "F" depuis l'île de Tinjil. La population aurait été introduite à l'origine pour couvrir la demande du commerce d'animaux de laboratoire, et aurait vu ses effectifs s'accroître à la suite de l'interdiction d'exportation de spécimens capturés dans la nature décrétée en 1994 (Gumert, 2011). Les populations de l'île de Tinjil étaient jugées gérées de façon durable, (Gumert, 2011), et de manière à "maximiser la santé et le bien-être des animaux" (Crockett *et al.*, 1996). Des recensements sont régulièrement établis afin de suivre ces populations, et des spécimens supplémentaire auraient été récemment introduits afin d'améliorer le stock génétique (OG et AS CITES d'Indonésie *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Cette espèce était rencontrée, mais affichant de "faibles densités", dans le PN de Kerinci-Seblat, à Sumatra (Yanuar *et al.*, 2009). À Bali, plusieurs populations liées à des sites culturels culturellement importants étaient considérées protégées (Gumert, 2011).

REPUBLIQUE DEMOCRATIQUE POPULAIRE LAO

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : *M. fascicularis* est rencontrée dans le sud de la RDP Lao (Fooden, 1995 ; Duckworth *et al.*, 1999 ; Brandon-Jones *et al.*, 2004 ; Kemp, 2007 ; Hamada *et al.*, 2010 ; Gumert, 2011 ; Mittermeier *et al.*, 2013), où ses habitats sont limités aux forêts secondaires et aux ripisylves (Y. Hamada, comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013). Elle était considérée largement répandue dans les aménagements hydrauliques de la Sé Kong et du bas-Mékong (Duckworth *et al.*, 1999). D'après des enquêtes réalisées en 2005, 2007 et 2008, la présence de cette espèce avait été constatée dans les provinces d'Attapeu (sud-est de la RDP Lao) et de Champassak (sud-ouest de la RDP Lao), ainsi qu'aux abords des affluents

du Mékong (Hamada *et al.*, 2011). Cependant, sa présence n'avait pas été constatée au cours des enquêtes sur les Primates menées dans le nord du pays en 2006 (Hamada *et al.*, 2007). Timmins (2008) qualifiait la répartition en RDP Lao comme "naturellement faible".

Tendances et état de la population : *M. fascicularis* était une espèce classée Potentiellement à risque (catégorie regroupant les espèces soupçonnées d'être à risque, mais pour lesquelles l'information disponible est insuffisante, ainsi que celles à risque ou sur le point de le devenir) en RDP Lao (Duckworth *et al.*, 1999). Hamada *et al.* (2011) avaient utilisé des estimations de l'habitat disponible et des densités enregistrées pour les populations adjacentes, en Thaïlande, pour suggérer que la taille totale de la population dans ce pays était de 420 à 4 200 spécimens, plaçant ainsi cette espèce "potentiellement sous menace d'extinction" ; d'après une estimation plus récente de Y. Hamada (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013), la taille de la population oscillerait entre 3 000 et 5 000 spécimens, et afficherait une tendance à la diminution.

Menaces : La perte d'habitat, la chasse et la capture à des fins commerciales étaient considérées comme les principales menaces (Hamada *et al.*, 2011 ; Groupe de spécialistes des primates de la CSE, 2012). Hamada *et al.* (2010) avaient signalé que cette espèce était capturée dans la nature dans le sud de la RDP Lao, puis transportée jusqu'aux fermes d'élevage locales pour exportation. Hamada *et al.* (2011) avaient fait remarquer que *M. fascicularis* faisait l'objet d'élevages dans des régions plus septentrionales que sa répartition naturelle.

Cette espèce n'était pas enregistrée à la vente sur les marchés de viande de brousse locaux du sud de la RDP Lao au cours de visites réalisées en 2005 et 2007-2008, ce qui semble indiquer que sa chasse comme gibier n'était pas une menace importante (Hamada *et al.*, 2011). L'espèce était toutefois pourchassée en tant que nuisible pour les cultures dans certaines zones (Hamada *et al.*, 2010).

Commerce : La RDP Lao est devenue Partie de la CITES en 2004, et ses rapports CITES annuels avaient été reçus sur 2006-2009. Ce pays n'avait publié aucun quota d'exportation CITES concernant *M. fascicularis*. Les exportations directes de *M. fascicularis* depuis la RDP Lao sur 2002-2012 étaient exclusivement constituées d'animaux vivants, pour la plupart élevés en captivité ou en ranch, exportés à des fins commerciales (Tableau 4). Les principaux pays importateurs étaient la Chine et le Viêt Nam. Le commerce d'animaux vivants affichait une augmentation globale depuis 2006 ; il n'y avait actuellement pas de données disponibles concernant 2011 ni 2012.

Le commerce indirect de *M. fascicularis* provenant de RDP Lao sur 2002-2012 était constitué d'animaux vivants, pour la plupart sauvages, exportés à des fins commerciales.

L'Union européenne avait suspendu le commerce de *M. fascicularis* sauvages depuis la RDP Lao entre 1997 et 1999.

Tableau 4. Exportations directes de *Macaca fascicularis* depuis la RDP Lao 2004-2010. L'ensemble du commerce avait porté sur des animaux vivants et obéissait principalement à des fins commerciales. (La RDP Lao est devenue Partie de la CITES en 2004, et ses rapports annuels avaient été reçus pour les années 2006-2009 ; aucun commerce n'avait été notifié de 2002 à 2003, ni de 2011 à 2012).

Source	Communiqué par	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	Total
W	Importateur	5985	2000						7985
	Exportateur								
R	Importateur			1000	1000	720	6500		9220
	Exportateur					6580	6900		13480
C	Importateur				7500	2050	2000	4600	16150
	Exportateur			2000	4850				6850
F	Importateur						900		900
	Exportateur								
-	Importateur								
	Exportateur						120		120

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP-WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Y. Hamada (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) avait relevé des preuves anecdotiques d'un nombre considérable de *M. fascicularis* importés illicitement dans le pays et un nombre encore plus important de spécimens exportés vers le Viêt Nam. Hamada *et al.* (2010) avaient aussi apporté des preuves anecdotiques de spécimens capturés illicitement dans des temples et des parcs urbains thaïlandais, puis importés par des fermes d'élevage en RDP Lao. En se fondant sur des interviews de terrain auprès de propriétaires ou de gérants d'installations d'élevage sur 2011-2012, la BUAV (2012) avait constaté des preuves d'importations non-déclarées depuis le Cambodge, la Thaïlande et la Malaisie afin d'alimenter les colonies des élevages. Ces interviews ont révélé à plusieurs reprises que les animaux exportés depuis la RDP Lao vers la Chine étaient ultérieurement réexportés comme étant d'origine chinoise. Eudey (2008) avait suggéré qu'un trafic illicite de *M. fascicularis* capturés dans la nature pouvait avoir lieu entre la RDP Lao, le Cambodge et le Viêt Nam, et la BUAV (2012) avait présenté des preuves anecdotiques de contrebande depuis la RDP Lao vers le Viêt Nam.

Gestion : Les *Macaca* spp. font partie des espèces "gérée" de Catégorie II (espèces considérées économiquement importante et dont l'usage est contrôlé) dans le cadre des Réglementations en matière de gestion de la vie sauvage et aquatique et concernant les zones de protection de la biodiversité (n° 0360/AF.2003) (RDP Lao, 2003). La loi en matière de vie sauvage et aquatique de 2007 spécifie que pour cette espèce, inscrite dans la Catégorie II, la chasse est restreinte ou interdite, et la capture à des fins commerciales requiert la permission du ministère de l'Agriculture et de la foresterie (RDP Lao, 2007). Y. Hamada (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) considérait que la gestion de cette espèce était insuffisamment mise en œuvre en RDP Lao.

D'après Hamada *et al.* (2010), les installations laotiennes d'élevage de *M. fascicularis* pouvaient détenir temporairement des spécimens capturés dans la nature pour les réexporter via le Viêt Nam et/ou la Chine. Au cours de visites auprès d'éleveurs de faune sauvage dans les provinces de Bolikhamxay et de Champassak en 2005 et sur 2007-2008, Hamada *et al.* (2011) n'avaient pas rencontré d'immaturs dans les fermes, ce qui suggérait que la reproduction en captivité n'y avait pas lieu ; vu les populations limitées en RDP Lao, l'origine des spécimens capturés dans la nature était probablement la Thaïlande et/ou le Cambodge. Les quantités exportées depuis la RDP Lao étaient considérées "dépasser largement" les capacités de la population nationale et des installations d'élevage (Hamada *et al.*, 2011). Cependant, en se fondant sur des visites plus récentes dans des fermes d'élevage en février 2013, A. Eudey (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé que deux fermes naguère

en activité avaient été abandonnées par suite d'une diminution de la demande depuis la Chine.

La CSE (2011) avait manifesté son inquiétude concernant la réalisation d'ACNP pour *M. fascicularis* en RDP Lao. L'utilisation du code de source "R" concernant les *M. fascicularis* originaires de la RDP Lao était considérée inappropriée pour des Primates (Groupe de spécialistes des primates de la CSE, 2012).

M. fascicularis était considérée "relativement commune localement dans la Zone nationale de conservation de la biodiversité (ci-après, "ZNCB") de Xe Pian" (Duckworth *et al.*, 1999). Timmins et Vongkhamheng (1996) avaient constaté sa présence dans la Zone nationale de conservation de la biodiversité de Xe Sap, dans la province de Salavan (sud de la RDP Lao).

ÎLE MAURICE

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Cette espèce a probablement été introduite dans l'Île Maurice (Kemp, 2007) il y a plus de 300 ans (Gumert, 2011 ; Sussman *et al.*, 2011). Les principales populations se trouveraient dans la zone de Rivière Noire (sud-ouest de l'Île Maurice), mais des populations complexes ont aussi été rencontrées à Port-Louis (nord-ouest de l'Île Maurice) et à Bambous (ouest de l'Île Maurice) (Sussman *et al.*, 2011).

Tendances et état de la population : Sussman *et al.* (2011) estimaient que la taille totale de la population dans les années 1980 et 1990 atteignait les 40 000 spécimens, et Kemp et Burnett (2003) estimaient la taille de la population en 2002 à environ 60 000, en soulignant que la densité de population, qui dépassait les 32 spécimens/km², était jugée "très forte". Cependant, par suite du piégeage intensif pour l'exportation, un déclin important de la population a été enregistré (Padayatchy, 2011 ; Sussman *et al.*, 2011). En se fondant sur des études préliminaires réalisées en 2009, L. Guidi (2013, comm. pers. à l'UNEP-WCMC) avait suggéré que la taille de la population pourrait être inférieure à 10 000 spécimens, mais la taille de la population pourrait avoir augmenté depuis lors. Satkoski Trask *et al.* (2013) avaient signalé une taille de la population beaucoup plus importante, de 30 000 à 40 000 dans la nature, et 40 000 spécimens dans deux centres d'élevage locaux, en se fondant sur des recensements réalisés en 2006 et 2010.

Menaces : *M. fascicularis* est considérée comme un nuisible pour les cultures et une menace pour la vie sauvage locale (Kemp, 2007 ; DPIPWE, 2011 ; Gumert, 2011 ; Padayatchy, 2011 ; Sussman *et al.*, 2011), aussi est-elle chassée aussi bien en tant que nuisible que comme gibier (Padayatchy, 2011 ; Sussman *et al.*, 2011). D'après Lee et Priston (2005), à cause des dégâts provoqués par cette espèce, "le piégeage extensif pour le commerce biomédical est considéré comme le seul moyen de contrôler efficacement la taille de la population et de diminuer les dégâts". Padayatchy (2011) estimait que le piégeage d'un maximum de 4 000 spécimens à des fins de recherche biomédicale annuellement sur la période 1985-2005 n'avait eu que peu d'impact sur les populations ; toutefois, les quantités exportées avaient augmenté de manière significative sur la période 2005-2008. Le piégeage pour fournir les industries biomédicales auraient de nouveau décliné en 2009, principalement par suite de la crise économique mondiale (Padayatchy, 2011).

Commerce : L'Île Maurice avait transmis ses rapports annuels tous les ans sur 2002-2011, et publié des quotas d'exportation pour les *M. fascicularis* sauvages tous les ans de 1997 à 1999, mais plus aucun depuis. Les exportations directes de *M. fascicularis* depuis l'Île Maurice sur 2002-2012 étaient principalement constituées d'animaux vivants et de spécimens commercialisés à des fins scientifiques, médicales et commerciales ; la plupart étaient de source "F", avec une forte proportion de sauvages (Tableau 5). Les principaux pays importateurs étaient les États-Unis, le Royaume Uni, la France et l'Espagne.

Le commerce indirect de *M. fascicularis* provenant de l'Île Maurice sur 2002-2012 était principalement constitué de spécimens de sources "C", "F" et "W" commercialisés à des fins scientifiques, médicales et commerciales.

Tableau 5. Exportations directes de *Macaca fascicularis* depuis l'Île Maurice (hors échanges commerciaux portant sur des combinaisons de termes/unités dont le total <20 unités), 2002-2011. L'essentiel des transactions était officiellement dans un but codé M, S ou T. (Le rapport annuel de l'Île Maurice pour 2012 n'avait toujours pas été reçu ; aucun commerce n'avait été notifié en 2012 ; quantités arrondies à la première décimale, le cas échéant).

Terme	Unité	Source	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total			
vivants	kg	F	Importateur					200						200			
			Exportateur														
		-	W	Importateur	2125	2339	1292	1433	1191	732	538	840	518	209	11217		
				Exportateur	2576	2200	2450	2169	1220	752	636	739	422	176	13340		
		C		Importateur	567	212	237	215	56	30	150	112	31	218	1828		
				Exportateur	127	24	577	176	154	78	280	86	26	156	1684		
		F		Importateur	4607	6113	6881	7667	6205	5926	8069	6093	7047	6324	64932		
				Exportateur	4427	5756	11615	7782	6541	6854	7728	5615	6615	6024	68957		
		-		W	Importateur		50		130	160	92		87			519	
					Exportateur												
		spécimens	kg	W	Importateur	2	2,6	33	0,1				14	20		71,7	
					Exportateur												
				I	W	Importateur	0,1	0,7	0,3	15,6	0,4	2,5	0,3			0,5	20,3
						Exportateur					0,1	2,5		2,8	0,9	393,7	400,0
F				Importateur	7,3	20,5	6,7	2,7	8,0	1,3	1,1	8,1	7,6	0,5	63,8		
				Exportateur					5,1	3,3	2,5	16,6	5,7	3,0	36,2		
-	W			Importateur	6	250	264	566	105	1	50	330	1154	1371	4097		
				Exportateur	638	741	714	635	505	978	805	337	1660	25	7038		
C				Importateur				100					40	27	293	460	
				Exportateur	315		2	28	67	6	2018		98	5	2539		
F				Importateur	14	559	716	880	2818	1408	52	5032	1894	100	13473		
				Exportateur	9620	6130	5950	6323	5825	249	370	1325	140	293	36225		
I				W	Importateur	145						386	4			535	
					Exportateur												

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Gestion : *M. fascicularis* faisait l'objet de piégeage dans les zones cultivées et conservées, à titre de mesure de contrôle de la population (Kemp, 2007), et Sussman *et al.* (2011) avaient fait remarquer que malgré le déclin observé de la population, il y avait "peu d'enthousiasme" pour protéger cette espèce.

Le Fonds mauricien de conservation des Parcs nationaux est financé par des apports provenant de l'"industrie du macaque" ; chaque spécimen de *M. fascicularis* exporté est taxé à hauteur de 100 USD, et les firmes paient annuellement des droits de piégeage (Padayatchy, 2011). La BUAV (2011) avait manifesté son inquiétude concernant le manque d'installations d'élevage dans l'Île Maurice.

LES PALAOS

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Les populations introduites de *M. fascicularis* aux Palaos se sont probablement établies dans les années 1900 (Gumert, 2011 ; Wheatley, 2011). Les principales populations établies se trouvent dans l'île d'Angaur (Ngeaur) (Kemp, 2007), mais la présence de cette espèce avait aussi été enregistrée sur d'autres îles, dont celles de Rock, de Peleliu et de Koror, ainsi qu'à Airai, dans celle de Badeldaob (Wheatley, 2011).

Tendances et état de la population : La taille de la population d'Angaur avait été estimée à un peu moins de 1 000 spécimens (Wheatley, 2011). Gumert (2011) avait signalé des fluctuations de population d'entre 400 et 800 spécimens à la suite de tentatives d'éradication, et Kemp et Burnett (2003) avaient fait remarquer que cette espèce semblait s'être récupérée des tentatives d'éradication.

Menaces : Cette espèce est persécutée en tant qu'espèce invasive, et elle est chassée et capturée comme animal de compagnie à Angaur (Kemp, 2007 ; Wheatley, 2011).

Commerce : Les Palaos étaient devenues Partie de la CITES en 2004 ; ce pays n'avait notifié aucun commerce d'espèces inscrites sur les listes CITES en 2005, et avait soumis ses rapports CITES annuels pour les années 2007-2011. Les Palaos n'avaient publié aucun quota d'exportation concernant *M. fascicularis*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, le seul commerce de *M. fascicularis* provenant des Palaos notifié sur 2002-2012 était constitué d'un corps exporté directement vers les États-Unis en 2008, sans aucune mention de code de source ni de finalité, signalée par les seules Palaos.

Gestion : D'après Kemp (2007), *M. fascicularis* étant considérée comme un fléau par le gouvernement de l'île d'Angaur, des programmes d'éradication avaient été mis en œuvre (Wheatley, 2011).

PHILIPPINES

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence de cette espèce aux Philippines avait été confirmée (Kemp, 2007 ; Gumert, 2011) : *M. f. philippinensis* occupait surtout les îles occidentales, septentrionales et orientales (Fooden, 1995), tandis que *M. f. fascicularis* était rencontrée dans les îles du centre-sud du pays (Brandon-Jones *et al.*, 2004). Les deux sous-espèces coexistent à l'est de l'île de Mindanao et dans le sud de celle de Negros, où des phénotypes mixtes avaient aussi été observés (Fooden, 1995 ; Gumert, 2011).

Tendances et état de la population : Cette espèce était commune dans certaines zones (Ong et Richardson, 2008 ; *The Field Museum*, 2010), bien que Gumert (2011) ait fait remarquer qu'aucune estimation récente de la population n'était disponible et qu'un déclin de la population locale avait été constaté.

M. f. philippensis était une espèce classée Quasi menacée en se fondant sur "certains déclin imputables à la chasse et la perte d'habitat", et sa population était jugée afficher une tendance au déclin (Ong et Richardson, 2008).

Menaces : La chasse et la capture pour la recherche médicale et comme animal de compagnie étaient considérées comme les principales menaces (Ong et Richardson, 2008 ; *The Field Museum*, 2010 ; Gumert, 2011). L'ÉCI CITES de 1993 avait conclu que le piégeage aux Philippines "avait un effet dévastateur sur certaines populations" (WCMC *et al.*, 1993). L'espèce était également capturée à des fins médicinales aux Philippines (Mittermeier, 1987).

Commerce : Les Philippines avait transmis leurs rapports annuels pour les années 2002-2007 et 2009, mais n'avaient publié aucun quota d'exportation concernant *M. fascicularis*. Les exportations directes de *M. fascicularis* depuis les Philippines au cours de la période 2002-2012 étaient principalement constituées d'animaux et de spécimens vivants élevés en captivité et commercialisés à des fins scientifiques et médicales ; le commerce d'animaux vivants avait décliné tout au long de cette décennie (Tableau 6). Les principaux pays importateurs étaient les États-Unis et le Japon.

Le commerce indirect de *M. fascicularis* provenant des Philippines sur 2002-2012 était principalement constitué de spécimens élevés en captivité, commercialisés à des fins scientifiques, médicales et commerciales.

Tableau 6. Exportations directes de *Macaca fascicularis* depuis les Philippines (hors échanges commerciaux portant sur des combinaisons de termes/unités dont le total <50 unités), 2002-2011. L'essentiel des transactions était officiellement dans un but codé M, S ou T. (Les rapports annuels n'avaient toujours pas été transmis par les Philippines pour 2008, ni sur 2010-2012; aucun commerce n'avait été notifié en 2012; quantités arrondies à la première décimale, le cas échéant).

Terme	Unité	Source	Communiqué par											Total	
				2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011		
vivants	-	W	Importateur	100											100
			Exportateur												
	C	Importateur	1534	1692	1570	1766	1713	1992	1362	1108	1349	954			0
		Exportateur	2676	1917	1485	1445	1628	2127		1244					2
	U	Importateur	80												80
		Exportateur													
os	-	C	Importateur					1							1
			Exportateur		1						99				100
spécimens (y compris dérivés)	kg	C	Importateur	<0,1	1,8	181,6		130,8	1,3	0,1		24,6	7,4	347,4	
			Exportateur		1,7						17,7				19,3
	l	C	Importateur	9,5	4,5	52,9	15,0	6,2	4,8	3,3	4,5	3,0	9,1	112,9	
			Exportateur		166,6						7,8				174,4
	-	W	Importateur		1	100	48		343	151	297	148	472	1560	
			Exportateur						3		1				4
	C	Importateur	970	993	2229	7192	3766	6481	2784	768	1059	3018		2926	
			1267		1929			1571							4788
		Exportateur	0	193	5			5		8				1	
I	Importateur								150	42	74		266		
	Exportateur														

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Gestion : En application de l'Ordonnance administrative n° 2004-15, *M. fascicularis* est inscrite sur la liste des espèces sauvages menacées à la Section D : "Autres espèces menacées" (Philippines, 2004). La Section 24 de la loi de la République n° 9147 (Loi de protection et de conservation de la vie sauvage) interdit la collecte d'espèces sauvages menacées, sauf la collecte à des fins d'élevage en captivité ou médicales, pour laquelle une autorisation est requise ; la Section 26 interdit la possession d'espèces menacées, à moins d'y être autorisé par un certificat et de disposer des capacités financières et techniques *ad hoc* (Philippines, 2001). La chasse et le commerce à des fins commerciales sont interdits au titre de la Section 27 (Philippines, 2001). L'exportation de spécimens capturés dans la nature était interdite, conformément aux recommandations du CA aux termes du document Resolution Conf. 8.9 (Doc. 11.41.1 Annexe 2).

La CSE (2011) avait manifesté son inquiétude concernant les fondements de l'établissement d'un ACNP pour *M. fascicularis* aux Philippines.

VIET NAM

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La sous-espèce *M. f. condorensis* est endémique des îles de Côn Sơn et Hon Bà (littoral sud-est du Viêt Nam) (Son *et al.*, 2009 ; Mittermeier *et al.*, 2013). Quant à *M. f. fascicularis*, elle est rencontrée dans le sud du pays (Brandon-Jones *et al.*, 2004 ; Gumert, 2011 ; Mittermeier *et al.*, 2013), jusqu'à 16°30' N (Minh *et al.*, 2012). En se fondant sur des enquêtes réalisées sur la période 2004-2008, Son *et al.* (2009) considéraient que cette l'aire de répartition de cette espèce couvrait depuis le mont Son Trà

(province de Đà Nẵng, sur la côte centre-sud) jusqu'à la province de Cà Mau (extrême sud). En se fondant sur des enquêtes réalisées dans le Viêt Nam central pendant la période 2006-2010, Minh *et al.* (2012) avaient signalé que l'aire de répartition de *M. fascicularis* atteignait la province de Quang Tri (côte centre-nord), dans le nord du pays.

Tendances et état de la population : La taille totale de la population de *M. fascicularis* au Viêt Nam était considérée inconnue (T. Nadler, 2013, *in litt.* à l'UNEP-WCMC) ; cependant, l'OG CITES du Viêt Nam (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a estimé qu'il existait une trentaine de sous-populations dans la nature. En se fondant sur des enquêtes réalisées dans le Viêt Nam central sur la période 2006-2010, Minh *et al.* (2012) considéraient que cette espèce était "très fréquemment" rencontrée dans plusieurs stations. En se fondant sur des interviews auprès d'autochtones, Duc *et al.* (2010) la considéraient "assez abondante" dans la Réserve nationale de Tà Kôu et les montagnes de Ta Dang, et Quyet et Khoi (2010) la considéraient commune dans le PN de Phú Quốc et dans toutes les îles de Phú Quốc.

L'OG CITES du Viêt Nam (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a rappelé que l'espèce avait été classée À faible risque dans le Livre rouge vietnamien de 2007. Wolfheim (1983) jugeait que la population de l'espèce affichait une tendance au déclin, et l'OG CITES du Viêt Nam (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a notifié un déclin rapide de la population depuis 1975, tout en faisant remarquer que les populations étaient en augmentation dans certains parcs nationaux.

La taille de la population de *M. f. condorensis* était estimée à environ un millier de spécimens et cette sous-espèce avait été classée Vulnérable sur la Liste rouge de l'UICN, attendu que "la population est estimée à moins d'un millier de spécimens au total (y compris les spécimens matures), et bien que l'aire de répartition de cette sous-espèce soit très limitée à l'île et au Parc national où elle vit, au vu de l'absence de menaces évidentes susceptibles de mener à un déclin très rapide" (Ong et Richardson, 2008). la population de cette sous-espèce était jugée afficher une tendance au déclin (Ong et Richardson, 2008).

Menaces : La chasse et la contrebande étaient considérées comme ses principales menaces (Nadler *et al.*, 2007 ; Son *et al.*, 2009), mais elle était aussi persécutée en tant que nuisible pour les cultures (Duc *et al.*, 2010). Ong et Richardson (2008) avaient signalé que les femelles capturées dans la nature rejoignaient des installations d'élevage, tandis que les mâles étaient directement exportés pour l'industrie des tests biomédicaux. Le Groupe de spécialistes des primates de la CSE (2012) a affirmé que "les preuves vont dans le sens d'un commerce illicite (et donc non-enregistré) de *M. fascicularis* capturés dans la nature, ce qui a probablement un fort impact sur les populations".

L'OG CITES du Viêt Nam (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) considérait que la perte d'habitat constituait la principale menace de cette espèce.

Commerce : Le Viêt Nam avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2011, mais n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *M. fascicularis*. Les exportations directes de *M. fascicularis* depuis le Viêt Nam sur 2002-2012 étaient principalement constituées de spécimens et d'animaux vivants commercialisés à des fins scientifiques, médicales et commerciales (Tableau 7). D'après les données des pays importateurs, la plupart des spécimens étaient de source sauvage, mais le Viêt Nam n'avait informé d'aucune exportation de spécimens sauvages. Le commerce d'animaux vivants avait globalement décliné à partir de 2007, mais celui de spécimens restait relativement constant. Le principal pays importateur était les États-Unis.

Le commerce indirect de *M. fascicularis* provenant du Viêt Nam sur 2002-2012 était principalement constitué de spécimens élevés en captivité, commercialisés à des fins

scientifiques, médicales et commerciales.

Eudey (2008) avait suggéré qu'un trafic illicite de *M. fascicularis* capturés dans la nature pourrait avoir lieu entre la RDP Lao, le Cambodge et le Viêt Nam, et la BUAV (2012) avait présenté des preuves anecdotiques de contrebande depuis la RDP Lao vers le Viêt Nam. D'après T. Nadler (2013, *in litt.* à l'UNEP-WCMC), cette espèce est "l'un des primates les plus souvent objet de contrebande" au Viêt Nam. D'après l'information de TRAFFIC (2010) concernant les saisies et poursuites judiciaires sur 1997-2010, plusieurs cargaisons de *M. fascicularis* – qui allaient de 61 à 147 spécimens – transportées illicitement avaient fait l'objet de saisies sur la période 2006-2007 ; certaines de ces cargaisons étaient apparemment destinées à la Chine. Les cargaisons contenaient plusieurs spécimens ayant péri au cours de l'opération (TRAFFIC, 2010). TRAFFIC East Asia avait notifié l'exportation illicite de 770 spécimens vers la Chine en avril-mai 2002 (TRAFFIC et Programme CSE/UICN sur le commerce des espèces sauvages, 2004). L'OG CITES du Viêt Nam (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a confirmé que cette espèce avait souvent fait l'objet de commerce illicite entre 2003-2008, tout en faisant remarquer que plus récemment, cette espèce était rarement rencontrée en contrebande, principalement par suite d'une diminution de la demande étrangère.

Tableau 7. Exportations directes de *Macaca fascicularis* depuis le Viêt Nam (hors échanges commerciaux portant sur des combinaisons de termes/unités dont le total <20 unités), 2002-2011. L'essentiel des transactions était officiellement dans un but codé M, S ou T. (Le rapport annuel du Viêt Nam pour 2012 n'avait toujours pas été reçu ; aucun commerce n'avait été notifié en 2012.)

Terme	Source	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total	
vivants	W	Importateur		3000	1400								4400	
		Exportateur				500							500	
	R	Importateur												
		Exportateur				180								180
	C	Importateur	4980	3503	4229	5642	8473	6922	5662	5647	4246	2185		51489
		Exportateur	4584	5766	6361	5731	10134	7154	8082	6620	5843	1922		62197
F	Importateur				760			790	2420	1200			5170	
	Exportateur				1190	1690	790						3670	
spécimens (y compris dérivés)	W	Importateur	8000	7528	8247	5143	3972	5160	4852	6175	3993	2848		55918
		Exportateur												
	C	Importateur	2740						1386	3256	2922	5610	3648	19562
		Exportateur	21300	19800	47900		19800	15400	20385	19200	18710	28200		210695

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Gestion : *M. fascicularis* est inscrite dans le Groupe II B, lequel restreint l'exploitation et l'utilisation à des fins commerciales (...) des animaux ayant une valeur scientifique ou environnementale, ou une forte valeur marchande, et comptant de faibles populations dans la nature, ou se trouvant en danger d'extinction, au titre du Décret 32/2006/ND-CP sur la gestion d'espèces en danger, précieuses et rares de plantes et d'animaux sauvages (Viêt Nam, 2006). L'Article 6 de la loi interdit la chasse et la capture, sauf la capture à des fins d'élevage ou de recherche scientifique, et l'Article 9 interdit le commerce de spécimens sauvages, mais autorise celui de spécimens élevés en captivité, ainsi que celui des spécimens ne pouvant pas être relâchés dans la nature (Viêt Nam, 2006). L'OG CITES du Viêt Nam (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a confirmé que l'exportation de *M. fascicularis* sauvages était interdite au Viêt Nam. Hang (2010) avait toutefois signalé que des délits en relation avec la capture et la possession illicite de *Macaca* spp. étaient communément notifiés.

Le Décret 82/2006/ND-CP spécifie que les installations de reproduction en captivité doivent être enregistrées (Ha *et al.*, 2007). Thomson (2008) avait signalé que l'Autorité scientifique CITES réalisait des inspections annuelles dans les installations de reproduction en captivité

agréées par le Département vietnamien de la protection des forêts. Cependant, il a été suggéré que de nombreuses installations d'élevage seraient tributaires du stock de reproducteurs sauvages, et ne seraient souvent pas en mesure de produire des spécimens de deuxième génération (CSE, 2011). Ha *et al.* (2007) avaient signalé que le stock de reproducteurs avait été importé depuis la RDP Lao et le Cambodge, ce qui indiquait que les installations d'élevage locales n'étaient pas capables de couvrir la demande locale. T. Nadler (2013, *in litt.* à l'UNEP-WCMC) a signalé que les spécimens étaient acheminés clandestinement depuis le Cambodge jusqu'aux installations d'élevage vietnamiennes, d'où ils étaient exportés soi-disant comme "élevés en captivité".

L'OG CITES du Viêt Nam (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé que la plupart des sous-populations de *M. fascicularis* se trouvaient à l'intérieur de zones protégées. Duc *et al.* (2010) avaient enregistré la présence de cette espèce dans la Réserve naturelle de Tà Kóu, sur la côte du centre-sud du Viêt Nam, ainsi qu'au cours d'enquêtes réalisées en 2003 dans le PN de l'île de Phú Quốc (côte sud) (Abramov *et al.*, 2007). Son *et al.* (2008) avaient constaté la présence de *M. f. condorensis* sur au moins dix emplacements dans le PN de Côn Đảo. Nadler (2010) avait fait remarquer que les spécimens confisqués étaient le plus souvent relâchés dans des zones protégées ; d'autre part, la présence de populations introduites avait été signalée à l'extérieur de l'aire de répartition naturelle de cette espèce dans les PN de Cat Ba et Pu Mat, ainsi que dans la Réserve naturelle de Pu Luong (Nadler *et al.*, 2007 ; Son *et al.*, 2009 ; Nadler, 2010).

D. Problèmes identifiés mais sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a)

La contrebande était considérée comme un sujet d'inquiétude au Cambodge, en RDP Lao et au Viêt Nam. Autres sujets d'inquiétude : la dépendance des installations d'élevage en captivité vis-à-vis du stock sauvage, et l'exportation de spécimens sauvages soi-disant "élevés en captivité" depuis le Cambodge (BUAV, 2008 ; Eudey, 2008 ; Eudey, 2009b ; Lee, 2011 ; Groupe de spécialistes des primates de la CSE, 2012), l'Indonésie (Foley et Shepherd, 2011 ; Groupe de spécialistes des primates de la CSE, 2012), la RDP Lao (CSE, 2011 ; BUAV, 2012), les Philippines, ainsi que depuis le Viêt Nam (Foley et Shepherd, 2011).

Les rapports CITES annuels depuis l'Inde pour 2011, la RDP Lao pour 2005 et 2010-2011, les Palaos pour 2006, et les Philippines pour 2008 et 2010-2011, n'avaient pas été reçus.

E. Bibliographie

- Abramov, A. V., Kalinin, A. A. and Morozov, P. N. 2007. Mammal survey on Phu Quoc Island, southern Vietnam. *Mammalia*, 71 (1-2), p.40-46.
- Afendi, N., Rachmawan, D. and Gumert, M. D. 2011. The long-tailed macaques of Karimunjawa (*Macaca fascicularis karimondjiwae*): A small and isolated island subspecies threatened by human-macaque conflict. In: Gumert, M. D., Fuentes, A. and Jones-Engel, L. (eds.), *Monkeys on the edge. Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, UK: Cambridge University Press, p.12-14.
- Autorité Scientifique CITES d'Indonésie. 2013. CITES Scientific Authority of India, *in litt.* to UNEP-WCMC, 20/02/2013.
- BirdLife International. 2012. *The biodiversity of the proposed Western Siem Pang Protected Forest, Stung Treng Province, Cambodia*. Phnom Penh, Cambodia: BirdLife International Cambodia Programme.

- Bonadio, C. 2000. *Macaca fascicularis*: long-tailed macaque. *Animal Diversity Web*. [Online]. Available at: http://animaldiversity.ummz.umich.edu/accounts/Macaca_fascicularis/ [Accessed: 1 March 2013].
- Brandon-Jones, D., Eudey, A. A., Geissmann, T., Groves, C. P., Melnick, D. J., Morales, J. C., Shekelle, M. and Stewart, C.-B. 2004. Asian primate classification. *International Journal of Primatology*, 25 (1), p.97–164.
- Brotcorne, F., Wandia, I. N., Rompis, A. L. T., Soma, I. G., Suartha, I. N. and Hunyen, M. C. 2011. Recent demographic and behavioral data of *Macaca fascicularis* at Padangtegal, Bali, Indonesia. In: *The common monkey of Southeast Asia: Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- BUAV. 2008. *Cambodia: the trade in primates for research*. London, UK: The British Union for the Abolition of Vivisection.
- BUAV. 2009. *Indonesia: the trade in primates for research*. London, UK: The British Union for the Abolition of Vivisection.
- BUAV. 2011. *Mauritius: the trade in primates for research*. London, UK: The British Union for the Abolition of Vivisection.
- BUAV. 2012. *Field investigation: the trade in Macaca fascicularis in Laos*. London, UK: The British Union for the Abolition of Vivisection.
- Cambodia. 2002a. *Prakas on Classification and List of Wildlife Species. Reference to the Law on Forestry (2002), Chapter 10, Conservation of Wildlife*.
- Cambodia. 2002b. *Preah Reach Kram - Cambodia Law on Forestry (2002), NS/RKM/0802/016*.
- Campbell, I. C., Poole, C., Giesen, W. and Valbo-Jorgensen, J. 2006. Species diversity and ecology of Tonlé Sap Great Lake, Cambodia. *Aquatic Sciences*, 68 (3), p.355–373.
- Cawthon Lang, K. A. 2006. Primate factsheets: Long-tailed macaque (*Macaca fascicularis*) taxonomy, morphology & ecology. *Primate Info Net*. [Online]. Available at: http://pin.primat.wisc.edu/factsheets/entry/long-tailed_macaque [Accessed: 1 March 2013].
- Crockett, C. M., Kyes, R. C. and Sajuthi, D. 1996. Modeling managed monkey populations: sustainable harvest of longtailed macaques on a natural habitat island. *American Journal of Primatology*, 40, p.343–360.
- DPIPWE. 2011. *Pest risk assessment: Long-tailed macaque (Macaca fascicularis)*. Hobart, Tasmania: Department of Primary Industries, Parks, Water and Environment.
- Duc, H. M., Bang, T. Van, Covert, H. H., Truong, L. H. and Toan, T. Q. 2010. Conservation status of primates in Ta Kou Nature Reserve. In: Nadler, T., Rawson, B. M. and Thinh, V. N. (eds.), *Conservation of primates in Indochina*, Hanoi, Viet Nam: Frankfurt Zoological Society and Conservation International, p.91–98.
- Duckworth, J. W., Salter, R. E. and Khounbolin, K. 1999. *Wildlife in Lao PDR: 1999 status report*. Vientiane, Lao PDR: IUCN, Wildlife Conservation Society, Centre for Protected Areas and Watershed Management.
- Eudey, A. 2013. Ardith Eudey (IUCN/SSC Primate Specialist Group), *in litt.* to UNEP-WCMC, 28/06/2013.
- Eudey, A. A. 2008. The crab-eating macaque (*Macaca fascicularis*): widespread and rapidly declining. *Primate Conservation*, (23), p.129–132.
- Eudey, A. A. 2009a. *Report to the primate action fund*. Unpublished report.
- Eudey, A. A. 2009b. *Where have all the monkeys gone? Gone to Pharma? The curious case of Cambodia*. IUCN/SSC Primate Specialist Group. Unpublished report.
- Foley, K.-E. and Shepherd, C. R. 2011. Trade in long-tailed macaques (*Macaca fascicularis*). In: Gumert, M. D., Fuentes, A. and Jones-Engel, L. (eds.), *The common monkey of Southeast Asia: Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, UK: Cambridge University Press, p.20–23.
- Fooden, J. 1995. Systematic review of Southeast Asian longtail macaques, *Macaca fascicularis* (Raffles, [1821]). *Fieldiana Zoology*, (81), p.70–76.
- Fooden, J. 2006. Comparative review of Fascicularis-group species of Macaques (Primates: *Macaca*). *Fieldiana Zoology*, (107).
- Fuentes, A., Rompis, A. L. T., Arta Putra, I. G. A., Watiniasih, N. L., Suartha, N., Soma, I. G., Wandia, I. N., Harya Putra, I. D. K., Stephenson, R. and Selamet, W. 2011. Macaque behavior at the

- human-monkey interface: The activity and demography of semi-free-ranging *Macaca fascicularis* at Padangtegal, Bali, Indonesia. In: Gumert, M. D., Fuentes, A. and Jones-Engel, L. (eds.), *The common monkey of Southeast Asia: Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, UK: Cambridge University Press, p.159–179.
- Geissmann, T., Nijman, V. and Dallmann, R. 2006. The fate of diurnal primates in southern Sumatra. *Gibbon Journal*, (2), p.18–24.
- Guidi, L. 2013. Lisa Guidi (Washington University in St. Louis) pers. comm. to UNEP-WCMC, 14/04/2013.
- Gumert, M. D. 2011. The common monkey of Southeast Asia: Long-tailed macaque populations, ethnophoresy, and their occurrence in human environments. In: Gumert, M. D., Fuentes, A. and Jones-Engel, L. (eds.), *Monkeys on the edge. Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, UK: Cambridge University Press, p.3–44.
- Gumert, M. D., Fuentes, A. and Jones-Engel, L. 2011. *Monkeys on the edge. Ecology and management of long-tailed macaques and their interface with humans*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Ha, N. M., Dung, V. Van, Song, N. Van, Thang, H. V. H. Van, Dung, N. H., Tuan, P. N., Hoa, T. T. and Canh, D. 2007. *Report on the review of Vietnam's wildlife trade policy*. Hanoi, Vietnam: CRES, FPD, UNEP, CITES, IUED.
- Hamada, Y. 2013. Yuzuru Hamada (Primate Research Institute, Kyoto, Japan), pers. comm. to UNEP-WCMC, 13/07/2013.
- Hamada, Y., Kurita, H., Goto, S., Morimitsu, Y., Malaivijitnond, S., Pathontong, S., Pathontone, B., Kingsada, P., Vongsombath, C., Samouth, F. and Praxaysombath, B. 2010. Distribution and present status of Macaques in Lao PDR. In: Nadler, T., Rawson, B. M. and Thinh, V. N. (eds.), *Conservation of primates in Indochina*, Hanoi, Viet Nam: Frankfurt Zoological Society and Conservation International, p.27–42.
- Hamada, Y., Kurita, H., Goto, S., Morimitsu, Y., Malaivijitnond, S., Pathontong, S., Pathontone, B., Kingsada, P., Vongsombath, C., Samouth, F. and Praxaysombath, B. 2011. Distribution and present status of long-tailed macaques (*Macaca fascicularis*) in Laos and their ecological relationship with rhesus macaques (*Macaca mulatta*). In: Gumert, M. D., Fuentes, A. and Jones-Engel, L. (eds.), *The common monkey of Southeast Asia: Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, UK: Cambridge University Press, p.72–98.
- Hamada, Y., Malaivijitnond, S., Kingsada, P. and Bounnam, P. 2007. The distribution and present status of primates in the northern region of Lao PDR. *The Natural History Journal of Chulalongkorn University*, 7 (October), p.161–191.
- Hang, T. T. 2010. Stopping the trade of Vietnam's primates: Experiences and cases from ENV's Wildlife Crime Unit. In: Nadler, T., Rawson, B. M. and Thinh, V. N. (eds.), *Conservation of primates in Indochina*, Hanoi, Viet Nam: Frankfurt Zoological Society and Conservation International, p.233–236.
- India. 1972. *The Wild Life (Protection) Act, 1972*.
- Jiang, Z., Meng, Z., Zeng, Y., Wu, Z. and Zhou, Z. 2007. *CITES non-detrimental finding case study for the exporting crab-eating macaques (Macaca fascicularis) from China*. Beijing, China: NDF Workshop Case Studies WG 5, p.1–14.
- Jones-Engel, L., Engel, G., Gumert, M. D. and Fuentes, A. 2011. Developing sustainable human-macaque communities. In: Gumert, M. D., Fuentes, A. and Jones-Engel, L. (eds.), *The common monkey of Southeast Asia: Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, UK: Cambridge University Press, p.295–306.
- Kemp, N. 2007. *Macaca fascicularis* (mammal). *The Global Invasive Species Database*. [Online]. Available at: <http://www.issg.org/database/welcome/> [Accessed: 28 February 2013].
- Kemp, N. J. and Burnett, J. B. 2003. *Final report: A biodiversity risk assessment and recommendations for risk management of long-tailed macaques (Macaca fascicularis) in New Guinea*. Honolulu, Hawaii: Indo-Pacific Conservation Alliance.
- Kyes, R. C., Iskandar, E. and Pamungkas, J. 2011. Preliminary survey of the long-tailed macaques (*Macaca fascicularis*) on Java, Indonesia: Distribution and human-primate conflict. In: Gumert, M. D., Fuentes, A. and Jones-Engel, L. (eds.), *The common monkey of Southeast Asia: Ecology and*

- management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, UK: Cambridge University Press, p.65.
- Lao People's Democratic Republic. 2003. *National biodiversity conservation areas, aquatic and wildlife management regulations*.
- Lao People's Democratic Republic. 2007. *Wildlife and Aquatic Law No 07/NA*.
- Lee, B. P. Y.-H. 2011. A possible decline in populations of the long-tailed macaque (*Macaca fascicularis*) in northeastern Cambodia. In: Gumert, M. D., Fuentes, A. and Jones-Engel, L. (eds.), *The common monkey of Southeast Asia: Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, UK: Cambridge University Press, p.83–88.
- Lee, P. C. and Priston, N. E. C. 2005. Human attitudes to primates: perceptions of pests, conflict and consequences for primate conservation. In: Paterson, J. D. and Wallis, J. (eds.), *Commensalism and Conflict: The Human-Primate Interface*, Washington D.C., USA: American Society of Primatologists, p.1–23.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. and De Poorter, M. 2004. *100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the Global Invasive Species Database*. Auckland, New Zealand: The Invasive Species Specialist Group (ISSG).
- Malone, N. M., Fuentes, A., Purnama, A. R. and Adi Putra, I. M. W. 2003. Displaced hylobatids: biological, cultural, and economic aspects of the primate trade in Jawa and Bali, Indonesia. *Tropical Biodiversity*, 8 (1), p.41–49.
- Marchal, V. and Hill, C. 2009. Primate crop-raiding: A study of local perceptions in four villages in north Sumatra, Indonesia. *Primate Conservation*, 24 (1), p.107–116.
- Mi San, A. and Hamada, Y. 2011. Distribution and current status of long-tailed macaques (*Macaca fascicularis aurea*) in Myanmar. In: Gumert, M. D., Fuentes, A. and Jones-Engel, L. (eds.), *The common monkey of Southeast Asia: Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, UK: Cambridge University Press, p.45–64.
- Minh, N. Van, Van, N. H. and Hamada, Y. 2012. Distribution of macaques (*Macaca* sp.) in central Vietnam and at the Central Highlands of Vietnam. *Vietnamese Journal of Primatology*, 2 (1), p.73–83.
- Mittermeier, R. 1987. Effects of hunting on rain forest primates. In: Marsh, C. and Mittermeier, R. A. (eds.), *Primate conservation in the tropical rainforest*, New York, USA: Alan R. Liss Inc., p.109–146.
- Mittermeier, R. A. 2008. R.A. Mittermeier, pers. comm. to A. Eudey.
- Mittermeier, R. A., Rylands, A. B. and Wilson, D. E. 2013. *Handbook of the mammals of the world. Vol. 3 Primates*. Barcelona, Spain: Lynx Edicions.
- Molur, S., Brandon-Jones, D., Dittus, W., Eudey, A., Kumar, A., Singh, M., Feeroz, M. M., Chalise, M., Priya, P. and Walker, S. 2003. *Status of south Asian primates: conservation assessment and management plan (CAMP) workshop report*. Coimbatore, India: Zoo Outreach Organisation, CBSG-South Asia.
- Nadler, T. 2010. Status of Vietnamese primates - complements and revisions. In: Nadler, T., Rawson, B. M. and Thinh, V. N. (eds.), *Conservation of primates in Indochina*, Hanoi, Viet Nam: Frankfurt Zoological Society and Conservation International, p.3–12.
- Nadler, T. 2013. Tilo Nadler (Vietnam Country Representative of the Frankfurt Zoological Society, Director of the Endangered Primate Rescue Center, Vietnam) *in litt.* to UNEP-WCMC, 14/03/2013.
- Nadler, T., Thanh, V. N. and Streicher, U. 2007. Conservation status of Vietnamese primates. *Vietnamese Journal of Primatology*, 1 (1), p.7–26.
- Narasimmarajan, K. and Raghunathan, C. 2012. Status of long tailed macaque (*Macaca fascicularis umbrosa*) and conservation of the recovery population in Great Nicobar Island, India. *Wildlife Biology in Practice*, 8 (2), p.1–8.
- Nash, S. V. 1997. *Fin, feather, scale and skin: observations on the wildlife trade in Lao PDR and Vietnam*. Petaling Jaya, Selangor, Malaysia: TRAFFIC Southeast Asia.
- Ong, P. and Richardson, M. 2008. *Macaca fascicularis* (including ssp. *atriceps*, *aureus*, *condorensis*, *fascicularis*, *fuscus*, *karimondjawaee*, *lasiae*, *philippensis*, *tua*, *umbrosus*). IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. [Online]. Available at: www.iucnredlist.org [Accessed: 5 March 2013].

- Organe de Gestion CITES d'Indonésie. 2013. CITES Management Authority of Indonesia, *in litt.* to UNEP-WCMC, 01/10/2013.
- Organe de Gestion et Autorité Scientifique CITES d'Indonésie. 2013. CITES Management and Scientific Authority of Indonesia, *in litt.* to UNEP-WCMC, 16/04/2013.
- Organe de Gestion CITES du Cambodge. 2007. CITES Management Authority of Cambodia, pers. comm. to Eudey, 2007.
- Organe de Gestion CITES du Cambodge. 2013. CITES Management Authority of Cambodia, *in litt.* to UNEP-WCMC, 04/09/2013.
- Organe de Gestion CITES du Viêt Nam. 2013. CITES Management Authority of Viet Nam, *in litt.* to UNEP-WCMC, 01/02/2013.
- Organe de Gestion et Autorité Scientifique CITES d'Indonésie. 2013. CITES Management and Scientific Authority of Indonesia, *in litt.* to UNEP-WCMC, 16/04/2013.
- Padayatchy, N. 2011. The support of conservation programs through the biomedical usage of long-tailed macaques in Mauritius. In: Gumert, M. D., Fuentes, A. and Jones-Engel, L. (eds.), *The common monkey of Southeast Asia: Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, UK: Cambridge University Press, p.236-251.
- Perwitasari-Farajallah, D., Kyes, R. C. and Iskandar, E. 2010. Microsatellite DNA polymorphisms for colony management of long-tailed macaques (*Macaca fascicularis*) population on the Tinjil Island. *Biodiversitas*, 11 (2), p.55-58.
- Philippines. 2001. Republic Act No. 9147. *An Act providing for the conservation and protection of wildlife resources and their habitats, appropriating funds therefor and for other purposes.*
- Philippines. 2004. Administrative order No. 2004-15 *establishing the list of terrestrial threatened species and their categories, and the list of other wildlife species pursuant to Republic Act No. 9147, otherwise known as the Wildlife Resources Conservation and Protection.*
- Pollard, E., Clements, T., Hor, N. M., Ko, S. and Rawson, B. 2007. *Status and conservation of globally threatened primates in the Seima Biodiversity Conservation Area, Cambodia.* Phnom Penh, Cambodia: Wildlife Conservation Society.
- Prihadi, N. 2011. Dr Nandang Prihadi (CITES Management Authority of Indonesia), *in litt.* to the CITES Secretariat, 27/10/2011.
- Quyêt, L. K. and Khoi, N. V. 2010. Preliminary survey on primates in Phu Quoc National Park, Kien Giang Province, Viet Nam. In: Nadler, T., Rawson, B. M. and Thinh, V. N. (eds.), *Conservation of primates in Indochina*, Hanoi, Viet Nam: Frankfurt Zoological Society and Conservation International, p.99-106.
- Rawson, B. M. 2010. The status of Cambodian primates. In: Nadler, T., Rawson, B. and Thinh, V. (eds.), *Conservation of primates in Indochina*, Hanoi, Viet Nam: Frankfurt Zoological Society and Conservation International, p.17-25.
- Santosa, Y., Kusmardiastuti, Kartono, A. P. and Rahman, D. A. 2012. Determination of long-tailed macaque's (*Macaca fascicularis*) harvesting quotas based on demographic parameters. *Biodiversitas*, 13 (2), p.79-85.
- Satkoski Trask, J., George, D., Houghton, P., Kanthaswamy, S. and Smith, D. G. 2013. Population and landscape genetics of an introduced species (*M. fascicularis*) on the island of Mauritius. Pinto, J. (ed.). *PLoS ONE*, 8 (1), p.e53001.
- Shek, C.-T. 2011. Management of nuisance macaques in Hong Kong. In: Gumert, M. D., Fuentes, A. and Jones-Engel, L. (eds.), *The common monkey of Southeast Asia: Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, UK: Cambridge University Press, p.297.
- Shepherd, C. R. 2010. Illegal primate trade in Indonesia exemplified by surveys carried out over a decade in North Sumatra. *Endangered Species Research*, 11 (3), p.201-205.
- Shepherd, C. R., Sukumaran, J. and Wich, S. A. 2004. *Open season: An analysis of the pet trade in Medan, Sumatra 1997-2001.* Petaling Jaya, Selangor, Malaysia: TRAFFIC Southeast Asia.
- Singh, S. 2008. Contesting moralities: the politics of wildlife trade in Laos. *Journal of Political Ecology*, 15, p.1-20.
- Sivakumar, K. 2010. Impact of the tsunami (December, 2004) on the long tailed macaque of Nicobar Islands, India. *Hystrix*, 21 (1), p.35-42.
- Soma, I. G. and Wandia, I. N. 2009. The population dynamics of the Long Tail monkey (*Macaca fascicularis*). *Bulletin of the Veterinary Institute in Pulawy*, 2 (1).

- Son, V. D., Hamada, Y., Dung, P. T. and Son, L. H. 2008. Report on Con Son long-tailed macaques (*Macaca fascicularis condorensis*) at Con Dao National Park (abstract). In: *The 6th Conference of the Faculty of Animal Science and Veterinary Medicine, 2008*, Ho Chi Minh City, Viet Nam: University of Agriculture and Forestry.
- Son, V., Malaivijitnond, S., Gotoh, S., Tri, C., Hung, N., Hoang, L., Trang, T. and Hamada, Y. 2009. Report on present distribution and status of macaques in Vietnam. *Laboratory Primate Newsletter*, 48 (1), p.10-14.
- Southwick, C. H. and Siddiqi, M. F. 2011. India's rhesus populations: Protectionism versus conservation management. In: Gumert, M. D., Fuentes, A. and Jones-Engel, L. (eds.), *The common monkey of Southeast Asia: Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, UK: Cambridge University Press, p.275-292.
- SSN. 2011. *Selection of the long-tailed macaque (Macaca fascicularis) for inclusion in the Review of Significant Trade [Resolution Conf. 12.8 (Rev. CoP13)]*.
- SSN Primate Working Group. 2012. *An update on the conservation status of and trade in the long-tailed macaque (Macaca fascicularis) in eleven countries of SE Asia*. Geneva, Switzerland: SSN. AC26 Inf. 3, CITES.
- Sussman, R. W., Shaffer, C. A. and Guidi, L. 2011. *Macaca fascicularis* in Mauritius: Implications for macaque-human interactions and for future research on long-tailed macaques. In: Gumert, M. D., Fuentes, A. and Jones-Engel, L. (eds.), *The common monkey of Southeast Asia: Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, UK: Cambridge University Press, p.207-235.
- Suyanto, A., Gurmaya, K. J., Fitriana, Y. S., Priambodo, E., Riana, E. and Cahyadi, S. 2007. *Survei potensi monyet ekor panjang (Macaca fascicularis) di Sumatra untuk pemanfaatan dalam negeri (Laporan)*. Bogor, Indonesia: Indonesian Institute of Sciences.
- The Field Museum. 2010. *Macaca fascicularis. Synopsis of Philippine mammals*. [Online]. Available at: http://archive.fieldmuseum.org/philippine_mammals/species/SP_129.asp [Accessed: 1 March 2013].
- Thomson, J. 2008. *Captive breeding of selected taxa in Cambodia and Viet Nam: A reference manual for farm operators and CITES Authorities*. Ha Noi, Viet Nam: TRAFFIC Southeast Asia, Greater Mekong Programme.
- Timmins, R. 2008. Large mammals. In: Bezuijen, M. R., Timmins, R. and Seng, T. (eds.), *Biological surveys of the Mekong River between Kratie and Stung Treng towns, northeast Cambodia, 2006-2007*, Phnom Penh, Cambodia: WWF Greater Mekong - Cambodia Country Programme, Cambodia Fisheries Administration and Cambodia Forestry Administration.
- Timmins, R. J. and Vongkhamheng, C. 1996. *A preliminary wildlife and habitat survey of Xe Sap National Biodiversity Conservation Area and mountains to the south, Salavan Province, Lao PDR*. Vientiane, Lao PDR: Wildlife Conservation Society.
- TRAFFIC. 2010. *TRAFFIC Bulletin seizures and prosecutions, March 1997-December 2010*. Cambridge, UK: TRAFFIC International.
- TRAFFIC and IUCN/SSC Wildlife Trade Programme. 2004. Taxa identified as possible candidates for inclusion in the Review of Significant Trade in specimens of Appendix-II species. In: *20th meeting of the CITES Animals Committee, Johannesburg (South Africa), 29 March - 2 April, 2004*, Geneva, Switzerland: AC20 Inf.12, CITES.
- Viet Nam. 2006. *Decree No. 32/2006/ND-CP of March 30, 2006, on Management of Endangered, Precious and Rare Forest Plants and Animals*.
- Walston, J., Davidson, P. and Soriyun, M. 2001. *A wildlife survey of southern Mondulkiri Province, Cambodia*. Phnom Penh, Cambodia: The Wildlife Conservation Society, Cambodia Program.
- Wandia, I. N., Suatha, I. K., Soma, I. G., Widyastut, S. K., Rompis, A. L. T. and Arjentinia, I. P. G. 2009. Vasektomi pada monyet ekor panjang (*Macaca fascicularis*) di lokasi wisata Sangheh. *Jurnal Udayana Mengabdi*, 8 (1).
- WCMC, IUCN/SSC and TRAFFIC. 1993. *Significant trade in wildlife: a review of selected animal species in CITES Appendix II*. Cambridge, UK: Draft report to the CITES Animals Committee.
- Wheatley, B. P. 2011. Ethnophoresy: The exotic macaques on Ngeaur Island, Republic of Palau. In: Gumert, M. D., Fuentes, A. and Jones-Engel, L. (eds.), *The common monkey of Southeast Asia: Ecology and management of Long-tailed macaques and their interface with humans*, Cambridge, UK: Cambridge University Press, p.252-272.

Macaca fascicularis

- Wilson, D. E. and Reeder, D. M. 2005. *Mammal species of the world - a taxonomic and geographic reference*. 3rd ed. Baltimore, USA: Johns Hopkins University Press, p.2142.
- Wiradateti, T. P., Nugraha and Suranto, M. T. 2007. *Survey Macaca fascicularis (Monyet ekor panjang) sebagai hama di beberapa wilayah Jabar, Jateng, dan Yogyakarta*. Bogor, Indonesia: Indonesian Institute of Sciences.
- Wolfheim, J. H. 1983. *Primates of the world: distribution, abundance and conservation*. Seattle and London: University of Washington Press.
- Yanuar, A., Chivers, D. J., Sugardjito, J., Martyr, D. J. and Holden, J. T. 2009. The population distribution of pig-tailed macaque (*Macaca nemestrina*) and long-tailed macaque (*Macaca fascicularis*) in West Central Sumatra, Indonesia. *Asian Primates Journal*, 1 (2), p.2-11.

Psittacus erithacus (Linnaeus, 1758) : Bénin, République centrafricaine, Ghana, Nigéria, Togo, Ouganda

Psittacidae, Jacko, Jacquot, Perroquet gris, Perroquet jaco

Sélection pour l'Étude du Commerce Important

Psittacus erithacus avait été sélectionnée en tant qu'espèce dont l'étude était prioritaire (tous les États de l'aire de répartition, sauf ceux récemment assujettis à des recommandations antérieures et toujours en vigueur, dont le Cameroun, le Congo, la Côte d'Ivoire, la République démocratique du Congo (ci-après, "RD du Congo"), la Guinée équatoriale, la Guinée, le Liberia et le Sierra Leone) lors de la 25^{ème} réunion du Comité pour les Animaux (AC25, Compte-rendu résumé), compte tenu des informations présentées dans le document AC25 Doc. 9.6. *P. erithacus* avait été identifiée en tant qu'espèce atteignant un seuil élevé de volume commercial pour une espèce menacée ou quasi-menacée à l'échelle mondiale en 2008 et en 2009 (AC25 Doc. 9.6).

À la 26^{ème} réunion du CA, les réponses du Gabon, de la Guinée-Bissau et de la République unie de Tanzanie avaient été reçues (AC26 Doc. 12.3). L'Angola, le Bénin, la Centrafrique, le Ghana, le Kenya, le Nigéria, le Rwanda, Sao Tomé-et-Principe, le Togo et l'Ouganda avaient été retenus pour étude (AC26, Compte-rendu résumé). Ultérieurement à la 26^{ème} réunion du CA, l'Angola, le Kenya, le Rwanda et Sao Tomé-et-Principe, vu l'absence virtuelle de transactions commerciales au long des dix dernières années, ont été éliminés du processus avec l'accord du CA, après l'avoir consulté.

A. Résumé

Vue d'ensemble des recommandations concernant *Psittacus erithacus*.

Aperçu général

Population globale estimée à 0,68-13 millions de spécimens. Cette espèce est classée Vulnérable sur la Liste rouge de l'UICN, et la population affiche une tendance au déclin. La capture pour le commerce international d'animaux de compagnie est considérée comme sa principale menace.		
État de l'aire de répartition	Catégorie provisoire	Résumé
Bénin	Moins préoccupante	Pas d'échanges commerciaux de spécimens sauvages depuis 2002. Il n'existe apparemment pas de population naturelle dans le pays, par conséquent l'espèce est classée Moins préoccupante.
République centrafricaine	Moins préoccupante	Niveaux de commerce relativement importants portant sur des oiseaux élevés en captivité, notifiés par les seuls pays importateurs. Très faibles niveaux de commerce de spécimens sauvages, sauf en 2005, où 800 oiseaux avaient été commercialisés. L'état de la population est indéterminé, mais compte tenu du faible niveau d'échanges commerciaux de spécimens sauvages, l'espèce est classée Moins préoccupante, bien que les problèmes sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a) restent entiers.
Ghana	Moins préoccupante	Pratiquement aucun commerce international notifié, et l'exportation de perroquets est interdite. L'espèce est encore largement répandue localement, mais les populations ont été très fortement diminuées dans la plupart des zones. Par conséquent, cette espèce est classée Moins préoccupante.
Nigéria	Moins préoccupante	Faibles niveaux de commerce international de spécimens élevés en captivité, et pratiquement aucun commerce de spécimens sauvages, par suite d'une suspension du commerce décrétée par le Nigéria, et conformément aux recommandations du Comité permanent de 2005

		à 2011. Une nouvelle législation est entrée en vigueur, et la suspension a été supprimée. Les populations sont très fortement diminuées dans la plupart des zones. Compte tenu des niveaux de commerce à cette date, l'espèce est classée Moins préoccupante, mais tout commerce à venir pourrait faire basculer le statut de l'espèce à Peut-être préoccupante, vu l'absence de bases fiables pour l'établissement d'un ACNP.
Togo	Moins préoccupante	Les niveaux de commerce international depuis le Togo concernaient principalement des spécimens à titre d'effets personnels, mais ils restaient très faibles. La population, introduite, n'est pas considérée comme viable. Par conséquent, cette espèce est classée Moins préoccupante, bien que les problèmes sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a) restent entiers.
Ouganda	Peut-être préoccupante	Très faibles niveaux de commerce international sur 2002-2011. Les effectifs des populations sont apparemment réduits, mais on dispose de peu d'information récente. Compte tenu de l'état inconnu de la population, les bases d'établissement d'ACNP sont indéterminées. Par conséquent, cette espèce est classée Peut-être préoccupante.

B. Aperçu de l'espèce

Remarque taxonomique : Le Référentiel standard CITES pour les oiseaux (Dickinson, 2003) reconnaît deux sous-espèces, *P. e. timneh* et *P. e. erithacus*, lesquelles sont traitées comme des espèces distinctes par BirdLife International (2013).

Biologie : *P. erithacus* est la plus grande espèce de perroquet d'Afrique (Juniper et Parr, 1998). Elle est comparativement plus abondante en forêt claire qu'en forêt primaire (Perrin, 2012), et vit aussi dans certaines zones de palétuviers et de forêt-galerie (Benson *et al.*, 1988). Elle se rassemble parfois en grands groupes pour se percher (Benson *et al.*, 1988). Elle se nourrit principalement de graines, d'amandes et de baies (Serle *et al.*, 1977 ; Dändliker, 1992). Elle niche le plus souvent dans la cavité d'un tronc d'arbre (Perrin, 2012), et la taille de la ponte est d'un à six œufs, avec une moyenne de trois ou quatre (Dändliker, 1992). Les œufs sont couvés de 30 à 37 jours après leur ponte, et les oisillons volent 80 jours après l'éclosion ; les jeunes deviennent indépendants de deux à quatre semaines plus tard (Dändliker, 1992). Elle atteint la maturité sexuelle vers l'âge de trois ou quatre ans (Luft, 2007).

Répartition générale et état de conservation : La répartition de la sous-espèce d'Afrique occidentale, *P. e. timneh*, couvrirait depuis la Guinée-Bissau jusqu'au sud du Mali, le Sierra Leone et le sud-ouest de la Côte d'Ivoire, tandis que l'aire de répartition de *P. e. erithacus*, plus vaste, couvrirait, d'ouest en est, du sud-est de la Côte d'Ivoire jusqu'au Kenya,

et jusqu'au nord de l'Angola, au sud, ainsi que les îles de Sao Tomé-et-Principe (Dickinson, 2003) et Bioko (Guinée équatoriale) (BirdLife International, 2013) (Figure 2).

Borrow et Demey (2001) la considéraient de "commune localement" à "rare". Gatter (1997) estimait sa densité à deux couples



AC27 Doc. 12.4 Annexe 1– p. 31
Figure 2 : Répartition globale de *Psittacus erithacus erithacus* [*P. erithacus*] et *P. e. timneh* [*P. timneh*]. (Source : BirdLife International and NatureServe, 2012).

reproducteurs/km² de *P. e. timneh* en forêt exploitée au nord de Zwedru (dans le sud-est du Liberia), et McGowan (2001) avait avancé une estimation de 0,5-2,1 nids/km² et de 4,9 à 6,0 oiseaux/km² au Nigéria. La population globale de *P. e. timneh* avait été estimée à 120 100-259 000 oiseaux, en se fondant sur ces estimations de densités (McGowan, 2001). BirdLife International (2013) avait réalisé une “évaluation grossière” de 0,56-12,7 millions de spécimens de *P. e. erithacus*, en tablant sur des densités estimées d’oiseaux/km² qui allaient de 0,15-0,45 (en forêt semi-caducifoliée, y compris caducifoliée) à 0,3-6,0 (forêt sempervirente, y compris forêts marécageuses et palétuviers).

P. e. erithacus [comme *P. erithacus*] et *P. e. timneh* [comme *P. timneh*] ont été classées Vulnérables sur la Liste rouge de l’UICN, vu la forte pression de la collecte pour le commerce international qui, en s’ajoutant à la perte d’habitat, a contribué à des “déclins rapides” sur trois générations (quarante-sept ans) (BirdLife International, 2012a, 2012b). BirdLife International (2013) considérait qu’un déclin 30 à 49 p. cent de *P. (e.) timneh* en 47 ans était une “estimation conservatrice”, et faisait remarquer le statut de cette [sous]-espèce devrait sans doute être revu à la baisse à l’avenir, si l’on disposait de données plus fiables (BirdLife International, 2012b). La population de cette [sous]-espèce était jugée afficher une tendance au déclin (BirdLife International, 2012a, 2012b) ; un déclin qui a effectivement été constaté dans plusieurs États de son aire de répartition (BirdLife International, 2013).

Menaces : *P. erithacus* était considérée comme l’un des oiseaux de compagnie les plus populaires en Europe, aux États-Unis et au Moyen-Orient ; sa demande en Chine était en augmentation (BirdLife International, 2012a), et le commerce d’oiseaux vivants était considérée comme la principale cause du déclin de la population (BirdLife International, 2013). D’après une estimation de BirdLife International (2013), 21 p. cent de la population sauvage était collectés annuellement pour le commerce, alors que les niveaux durables d’exportation étaient estimés à environ 10 p. cent des exportations actuelles (BirdLife International, 2006). Cette espèce était jugée particulièrement vulnérable à la pression du piégeage, par suite de son habitude de se rassembler en grandes volées pour se percher, se désaltérer, et fréquenter les sites de léchage de minéraux (BirdLife International, 2012a). BirdLife International (2006), dans son étude sur le statut des populations de *P. erithacus*, préparé à l’occasion de la 22^{ème} réunion du CA, avait souligné que les chiffres commerciaux officiels ne reflétaient que des niveaux minimums de collecte, compte tenu de la mortalité lors de la capture et du confinement préalable à l’exportation ; une mortalité de jusqu’à 90 p. cent préalablement au transport international avait en effet été constatée au Cameroun (F. Dowsett-Lemaire *in litt.* à BirdLife International, 2012).

La perte d’habitat était aussi considérée avoir des impacts importants sur les populations sauvages (BirdLife International, 2013).

Vue d’ensemble concernant le commerce et la gestion : *P. erithacus* figure à l’Annexe II de la CITES depuis le 06/06/81, et l’espèce a déjà fait l’objet de trois ÉCI de la CITES. La première, préalable à la mise en place du processus formalisé d’étude, avait conclu que le commerce de cette espèce représentait un “problème possible” (Inskipp *et al.*, 1988). D’après la deuxième étude, achevée en 1992, au cours de la Phase I du processus établi par le document Resolution Conf. 8.9, “l’impact des niveaux actuels de commerce et/ou l’état de conservation de cette espèce était insuffisamment connus” (WCMC et Groupe de spécialistes du commerce UICN/CSE, 1992). En se fondant sur l’information fournie, le CA, lors de sa 7^{ème} réunion, avait formulé des recommandations pour cinq Parties, ce qui avait par la suite été communiqué auxdites Parties (Cameroun, Côte d’Ivoire, Guinée, Liberia et Togo) en juin 1992 (AC.8.10, AC.8.10.5). À partir de cette date, les recommandations et les réponses de ces Parties, du CA, du Comité permanent et du Secrétariat CITES concernant le Togo sont

ventilées pays par pays. La troisième étude, en 2006, portait sur vingt pays ; le document résultant (CA 22 Doc. 10.2 Annexe 1) constate que dans cinq des pays actuellement visés par l'étude (le Bénin, la Centrafrique, le Nigéria, le Togo et l'Ouganda), cette espèce était classée Moins préoccupante (CA 22 WG1 Doc. 1 Rev. 1) ; aucune autre mesure n'avait été prise.

C. Étude pays par pays

BENIN

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : *P. erithacus* fait partie des espèces reproductrices introduites dans le pays (BirdLife International, 2012a). Bouet (1961) avait signalé des observations dans la région boisée du nord du Sakété (sud-est du Bénin). Cependant, cette espèce n'était pas présente au Bénin d'après Dowsett et Dowsett-Lemaire (1993), ni d'après Dowsett et Forbes-Watson (1993). Cheke (2001) l'incluait en tant que composant du biome forestier guinéen-congolais au Bénin, mais l'espèce n'avait été rencontrée dans aucune des quatre "Zones importante pour la conservation des oiseaux" (ci-après, "ZICO") étudiées. Dowsett et Dowsett (2011) considéraient qu'il s'agissait d'une espèce incluse par erreur sur la liste du Bénin, mais faisaient remarquer que des groupes de jusqu'à sept spécimens "marrons" étaient communément observés à Cotonou.

Tendances et état de la population : Brunel (1958) considérait l'espèce comme rare, si tant est qu'elle fût présente ; après vingt mois d'observations, il n'en avait aperçu aucun spécimen. D'après Bouet (1961) cette espèce était très rare dans la région nord (boisée) de Sakété. Aucune autre information concernant les tendances ni l'état de la population n'était disponible.

Menaces : Non applicable, vu l'absence apparente de population autochtone.

Commerce : Le Bénin avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2012, sauf en 2003 et en 2006, mais n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *P. erithacus*. Les exportations directes de *P. erithacus* depuis ce pays sur 2002-2012 étaient constituées d'oiseaux vivants pour la plupart sauvages, commercialisés à titre d'effets personnels (Tableau 1). La plupart des oiseaux avaient importés par la France. Les exportations indirectes de *P. erithacus* provenant du Bénin sur 2002-2012 étaient constituées d'un petit nombre d'oiseaux vivants sauvages et pré-Convention, principalement commercialisés à titre d'effets personnels.

Tableau 1. Exportations directes de *Psittacus erithacus* depuis le Bénin, 2002-2011. L'ensemble du commerce avait porté sur des oiseaux vivants. (Le Bénin n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels pour 2003 ni pour 2006 ; aucun commerce n'avait été notifié en 2003, ni sur 2007-2010, ni en 2012.)

Source	Finalité	Communiqué par	2002	2004	2005	2006	2011	Total
W	P	Importateur			1	2		3
		Exportateur		3	1		1	5
	T	Importateur						
		Exportateur		4				4
C	T	Importateur						
		Exportateur					2	2

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

L'Union européenne avait suspendu le commerce de *P. erithacus* sauvages depuis le Bénin en 1997 ; cette suspension, conformément au Règlement de la Commission (CE) n° 578/2013, du 17 juin 2013, reste en vigueur.

Gestion : Les Perroquets sont inscrits sur la liste d'espèces "partiellement protégées" de l'Annexe II de la loi n° 87-014 (1987), qui spécifie que toute chasse, capture ou collecte d'œufs requiert un permis, sauf la chasse traditionnelle (Bénin, 1987). Les femelles et les jeunes de toute espèce "partiellement protégée" sont cependant considérés comme totalement protégés par la loi n° 2002-16, de 2004 (Bénin, 2004). Le Décret n° 90-366 (1990) spécifie que la possession de perroquets en captivité fait l'objet d'un permis (Bénin, 1990).

REPUBLIQUE CENTRAFRICAINE

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence de populations reproductrices avait été signalée (BirdLife International, 2012a). Carroll (1982) avait constaté la présence de cette espèce dans les préfectures de Lobaye et de Mambéré-Kadéï (autrefois, Haute-Sangha), dans le sud-ouest du pays, en 1978 et 1980. Green et Carroll (1991) avaient signalé qu'elle n'était présente que dans l'extrême sud du pays. La limite nord probable est le sud du bassin versant de la rivière Ouaka (Bouet, 1961), et la limite occidentale se trouverait vers Bouar (Centrafrique occidentale) (Malbrant, 1952). D'après Dowsett (2001) elle était rencontrée dans trois ZICO du sud-ouest du pays : à Bangui, à Ngotto, et dans le PN de Dzanga-Ndoki.

Tendances et état de la population : Jehl (1976) avait fait remarquer qu'à Kembé (Centrafrique méridionale), deux ou trois perroquets étaient régulièrement observés en vol pendant la soirée, mais que des volées de 45 oiseaux étaient jugées exceptionnelles. D'après Green et Carroll (1991), l'espèce était au minimum "localement abondante" dans l'extrême sud du pays. R. Cassidy (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) avait observé des vols de 50-200 oiseaux à la saison sèche dans la réserve spéciale de Dzangha-Sangha (sud-ouest de la Centrafrique) en 2012, et il pensait que les zones de perchage devaient afficher des effectifs supérieurs.

Menaces : R. Cassidy (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) n'avait pu constater aucune chasse de *P. erithacus* dans la réserve de Dzanga Sangha au cours d'un séjour de quatre ans. Aucune autre d'information concernant les menaces n'était disponible.

Commerce : La Centrafrique n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels CITES pour les années 2004, 2008, 2011 ni 2012, et ce pays n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *P. erithacus*. Les exportations directes de *P. erithacus* depuis la Centrafrique sur 2002-2012 étaient principalement constituées d'oiseaux vivants, pour la plupart élevés en captivité, exportés à des fins commerciales (Tableau 2). Les chiffres notifiés par les pays importateurs dépassaient largement ceux communiqués par la Centrafrique pour la plupart des années ; le principal pays importateur, d'après les données fournies par les pays

importateurs, était Singapour. Le commerce d'oiseaux vivants avait considérablement décliné à partir de 2009, toujours selon les pays importateurs.

Les exportations indirectes de *P. erithacus* provenant de Centrafrique sur 2002-2012 étaient constituées d'oiseaux vivants principalement élevés en captivité et exportés à des fins commerciales.

Tableau 2. Exportations directes de *Psittacus erithacus* depuis la Centrafrique, 2002-2011. (Aucun commerce n'avait été signalé pour 2012 ; la Centrafrique n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels pour les années 2004, 2008, 2011 ni 2012.)

Terme	Source	Finalité	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total	
corps	W	P	Importateur			1								1	
			Exportateur												
vivants	W	B	Importateur												
			Exportateur										1	1	
		L	Importateur								1				1
			Exportateur												
		P	Importateur	4	5	3	3				6		2	2	25
			Exportateur	8	7										
	T	Importateur				800									800
		Exportateur													
	R	P	Importateur							2					2
			Exportateur												
	C	T	Importateur				209		273	279					
			Exportateur				0	850	0	0	650				9110
U	P	Importateur	2	1										3	
		Exportateur	2												2
-	B	Importateur													
		Exportateur									2	8		10	
	P	Importateur													
		Exportateur				10		2						12	

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Gestion : Les perroquets sont inscrits à l'Annexe B, où figurent les animaux "partiellement protégés" au titre de la loi 84-045 (République centrafricaine, 1984). La Loi spécifie que capture fait l'objet de permis (République centrafricaine, 1984). Cependant, la capacité de mise en œuvre des réglementations en matière de faune sauvage était jugée très faible, sauf lorsqu'elles bénéficiaient de l'aide d'ONG (F. Maisels *in litt.* au Secrétariat de la CITES, 2006).

Cette espèce était rencontrée dans trois Parcs nationaux (Bangui, Ngotto, et Dzanga-Ndoki), dans le sud-ouest du pays (Dowsett, 2001).

Aucune information concernant la reproduction en captivité de cette espèce dans le pays n'était disponible.

GHANA

Distribution dans l'État de répartition : La présence de populations reproductrices avait été signalée (BirdLife International, 2012a). Grimes (1987) avait décrit *P. erithacus* comme une espèce résidente locale dans toute la zone forestière, mais principalement restreinte aux réserves, et parfois aperçue dans des clairières. Dändliker (1992b) avait signalé que cette espèce était largement répandue dans toute la région occidentale, toute la région centrale, dans la partie occidentale de la région orientale (à l'ouest de 0°15'W), au sud de la région de Brong-Ahafo (au sud de 8°N) et dans toute la région Ashanti, sauf dans sa partie nord (nord du lac Volta et est de l'Ejura, 1°20'W). Weckstein *et al.* (2009) avaient acté sa présence à Foso et Goaso, dans les forêts de Haute-Guinée (sud-ouest du Ghana), en 2000 et 2003.

Tendances et état de la population : Dans les années 1940, des vols de 500-1 000 oiseaux avaient été observés près de Bekwai (centre-sud du Ghana) (Grimes, 1987) ; cependant, Grimes (1987) l'avait décrite comme peu commune. Dändliker (1992b), qui avait assisté à l'observation de volées de 800-1 200 oiseaux dans la zone de Benso (sud-ouest du Ghana), estimait que la taille totale de la population oscillait entre 30 000 et 80 000 spécimens en 1991-1992, d'après des relevés des perchoirs. Helsens (1996) considérait que cette espèce était "une résidente commune en zones boisées" et signalait des volées d'une dizaine à une cinquantaine d'oiseaux aux environs d'Abrafo, dans le Ghana central. Weckstein *et al.* (2009), qui avaient étudié deux sites dans les forêts de Haute-Guinée (sud-ouest du Ghana) en 2000 et 2003, avaient classé cette espèce comme rare à Foso ; toutefois, ils avaient aperçu de cinq à dix spécimens tous les après-midi du 16 au 19 mars 2003 à Goaso. Dowsett-Lemaire et Dowsett (en prép.) avaient signalé que l'espèce était éteinte dans le PN de Bia (sud-ouest du Ghana), et qu'elle avait disparu des réserves forestières du district d'Ofinsi, des régions d'Ejura et de Mampong (Ghana central), ainsi que des zones escarpées de Mpraeso et de Takoradi (sud du Ghana). D'après Dowsett-Lemaire et Dowsett (en prép.), qui avaient mené des enquêtes de décembre 2008 à janvier 2009 et en 2009-2010, cette espèce était encore largement répandue dans les forêts du sud-ouest, mais ses populations affichaient un déclin ; selon BirdLife International (2006), les populations du Ghana étaient "très amoindries".

Menaces : L'exportation illicite était considérée comme la principale menace de *P. erithacus* (Grimes, 1987), aussi bien à l'intérieur qu'à l'extérieur des zones protégées (Dowsett-Lemaire et Dowsett, en prép.), et cette espèce était également utilisée à des fins de médecine traditionnelle (Dändliker, 1992). Elle se montrerait cependant capable de survivre sur un certain nombre de sites, malgré la forte pression cynégétique (Dowsett-Lemaire et Dowsett, en prép.).

Commerce : Le Ghana avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2012, sauf en 2006, mais n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *P. erithacus*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, les exportations directes de *P. erithacus* depuis ce pays sur 2002-2012 étaient exclusivement constituées d'oiseaux sauvages vivants. Le Ghana avait notifié l'exportation d'un oiseau en tant que possession personnelle en 2002, de deux autres à des fins commerciales en 2005, de trois autres en tant que possessions personnelles en 2011, et d'un seul oiseau en tant que possession personnelle en 2012, alors que les pays importateurs avaient signalé l'importation d'oiseaux à titre d'effets personnels en 2003 (cinq oiseaux), en 2005 (deux oiseaux) et en 2011 (deux oiseaux). Les principaux pays importateurs étaient les Émirats Arabes Unis et l'Afrique du Sud. Les exportations indirectes de *P. erithacus* provenant du Ghana sur 2002-2012 étaient constituées d'oiseaux vivants de source sauvage commercialisés à titre d'effets personnels ou à des fins commerciales.

Gestion : Le Ghana avait promulgué une interdiction du commerce des perroquets en octobre 1967 afin de permettre une étude écologique, mais cette interdiction avait été levée en 1971 avec la promulgation des Règlements de conservation de la vie sauvage (Instrument législatif n° 685, du 4 mars 1971) (Dändliker, 1992). En 1976, le commerce fut de nouveau interdit jusqu'en novembre 1977. Par la suite, une autre interdiction à court terme en 1980 (Instr. lég. n° 1240, du 15 mai 1980) ouvrit la voie à plusieurs autres jusqu'en juin 1986, date d'entrée en vigueur d'une prohibition à plus long terme (au moins jusqu'en octobre 1992 ; cette prohibition ne fut suspendue qu'à une seule occasion, en mai 1989, pour l'exportation d'une cargaison de perroquets confisqués) (Dändliker, 1992). L'exportation de perroquets est actuellement interdite (Administration fiscale du Ghana, 2013). Tous les perroquets sont inscrits à l'agenda II de la Réglementation ghanéenne pour la conservation

de la vie sauvage (de 1971, amendée en 1989), laquelle interdit la chasse et la capture du 1^{er} août au 1^{er} décembre, et ne permet de telles actions en dehors de cette fourchette de dates qu'aux titulaires d'un permis valide (Ghana, 1971). Par ailleurs, la chasse, la capture et la destruction de jeunes spécimens ou d'adultes accompagnés de juvéniles sont interdites quelle que soit l'époque de l'année (Ghana, 1971).

Ntiamo-Baidu *et al.* (2001) avaient établi la présence de l'espèce dans vingt-deux ZICO à travers le Ghana. Elle serait d'une certaine façon protégée dans le PN de Kakum et la Zone de protection d'Ankasa, mais il a été fait remarquer le braconnage était pratiqué aux deux endroits (Dowsett-Lemaire et Dowsett, en prép.). Toutefois, L. Holbech (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) n'en avait vu aucun exemplaire au PN de Kakum au cours de ses dix jours d'enquête. Ntiamo-Baidu *et al.* (2001) avaient également constaté sa présence dans la Réserve naturelle d'Assin Attandanso, contiguë. En se fondant sur des enquêtes des réserves forestières menées en octobre-novembre 2003, Rainey et Asamoah (2005) la considéraient rare dans la Réserve forestière de la rivière Draw, et peu commune dans celle de Krokosua ; on ne la trouverait plus dans celle de Boi-Tano, bien que sa présence y ait été enregistrée au cours d'études préalables. Demey (2008) avait constaté sa présence dans la Réserve forestière d'Ajenjua Bepo, mais pas dans celle de la rivière Mamang. Dowsett-Lemaire et Dowsett (en prép.) l'avaient aussi observée dans les Réserves forestières d'Ayum/Subin, de Tano Ofin, d'Amama Shelterbelt/Bosumkese et de Bobiri.

NIGERIA

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : *P. erithacus* figure comme se reproduisant au Nigéria (BirdLife International, 2012a). D'après Benson *et al.* (1988) et Elgood *et al.* (1994), la présence de cette espèce était limitée à la région forestière du sud du pays, depuis Lagos (au sud-ouest) à Calabar (sud-est) et au nord d'Ife (sud-est du Nigéria) et d'Ogoja (sud-ouest du Nigéria), où il restait encore des zones forestières matures d'assez grande taille. Jusqu'aux années 1960, des observations de l'espèce avaient été signalées à plusieurs endroits du sud du pays : d'après Bannerman (1951), qui avait déclaré qu'elle ne vivait que dans les zones de ruisseaux et marécageuses, sa présence à Epe, Okitipupa, Abraka, Warri, Owerri, Afikpo et Okigwi avait été constatée ; Neumann (1908) avait enregistré sa présence à Degma et Oguta, et Bouet (1961) à Bonny, Lagos, et Lekki Lagoon. D'après Zealor (2001), cette espèce était présente dans neuf ZICO : la Réserve forestière de la rivière Afi (sud-est), le Parc national d'Okomu (sud), le PN de Cross River – Division Oban, PN de Cross River—Division Okwangwo (toutes deux dans le sud-est), la Réserve forestière d'Omo (sud-ouest), les forêts de la haute-Orashi et celles de Biseni et d'Akassa, ainsi qu'à Sunvit Farm (toutes dans le sud). McGowan (2001) avait établi une liste de vingt sites nigériens où la présence de cette espèce avait été récemment signalée ; outre les ZICO précitées, cette liste incluait les sites suivants : le "perchoir à perroquets" d'Ikodi, près de la Réserve forestière de la haute-Orashi et à Ke (entre les rivières Sombreiro et New Calabar) (tous deux dans le sud), à Ogidibene, à Kaiama et dans les villages des alentours (à l'ouest), dans l'île de Bonny (sud-est), dans la Réserve forestière d'Ifon (sud du Nigéria), et sur quatre autres sites qui requéraient confirmation. L'OG CITES du Nigéria (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé que l'espèce était actuellement rencontrée dans le PN de Cross River et celui d'Okumo, ainsi que dans le secteur Gashaka du PN de Gashaka Gumti (à l'est).

Tendances et état de la population : L'information concernant les tendances et le statut de *P. erithacus* au Nigéria était jugée insuffisante (R. Akagu *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Marchant (1953) considérait *P. erithacus* largement répandue dans le sud-est, mais commune nulle part. Serle (1957) la qualifiait d'assez commune dans les forêts périphériques des provinces d'Onitsha et d'Ogoja, et d'abondante dans celles de Calabar, de Rivers, ainsi que dans le sud de celle d'Owerri. Farmer (1979) n'avait notifié qu'un seul enregistrement en onze ans : trois oiseaux dans la zone d'Ife-Ife ; toutefois, d'après Mackenzie (1979), elle était commune tout au long de l'année dans la zone de Calabar. Elgood *et al.* (1994) la qualifiaient autrefois de "commune" localement, là où il restait encore des zones forestières assez vastes, mais faisaient remarquer qu'elle devenait moins fréquente par suite des persécutions par l'homme et de la perte d'habitat. McGowan (2001) avait mené une étude dans le sud du Nigéria de janvier à mars 2001, au cours de laquelle il avait suivi deux zones dans l'État de

Bayelsa : à Akassa (18,2 km²), où il recensa 38 nids et une densité de 2,1/km², et à Kaiama (50,4 km²), où il repéra 25 nids et enregistra une densité de 0,5/km². Il avait aussi visité Ikodi, à l'embouchure de la rivière Bonny (État de Bayelsa), où se trouvait le plus grand perchoir de cette espèce au Nigéria — quelque 700-1 200 oiseaux pendant les mois d'hiver — ainsi qu'à Ekonganaku, dans l'État de Cross River, où il put observer une volée d'une cinquantaine d'oiseaux au crépuscule (McGowan, 2001). Vers le milieu de la décennie 2000, BirdLife International (2006) considérait que les populations nigérianes étaient en déclin.

D'après P. Hall (*in litt.* au Secrétariat de la CITES, 2006), cette espèce avait subi une réduction alarmante de ses effectifs imputable principalement au piégeage, et ce dans tout le pays. À l'époque, l'estimation de la population nationale était de moins de 5 000 oiseaux au total, dont une centaine dans le sud-ouest (principalement au PN d'Okomu), moins d'un millier dans le delta du Niger (en l'occurrence, ce déclin était imputable à de récentes opérations de piégeage à grande échelle), et moins d'un millier dans le sud-est (P. Hall *in litt.* au Secrétariat de la CITES, 2006). Eniang *et al.* (2008) avaient réalisé une étude dans la zone d'Ekonganaku, au sein du bloc forestier d'Ikpan, dans le sud-est du Nigéria ; pendant quatorze jours, ils avaient eu recours à des trappeurs pour repérer des nids ; huit nids actifs avaient été identifiés, et cinquante perroquets observés en vol (Eniang *et al.*, 2008). Olmos et Turshak (2009) avaient constaté un important déclin des effectifs de cette espèce dans la Réserve forestière d'Omo, dans le sud-ouest du Nigéria, où ils n'avaient rencontré qu'un seul couple et un seul oiseau isolé en 2007, dans une zone où Green *et al.* (2007) avaient pourtant observé des volées de centaines d'oiseaux dans les années 1990. Plus récemment, P. Hall (*in litt.* à Rowan Martin, 2013) a signalé que cette espèce n'était rencontrée que sous forme de populations isolées au sud-ouest — dans la Réserve forestière d'Omo et le PN d'Okomu — et au sud-est, dans le PN de Cross River. Il estimait la population nationale à environ un millier d'individus (P. Hall *in litt.* à Rowan Martin, 2013).

Menaces : La perte rapide de forêt était considérée comme une menace majeure au Nigéria (BirdLife International, 2013). McGowan (2001) avait fait remarquer que de nombreux oiseaux nichaient dans les palétuviers, mais devaient prendre leur vol pour rejoindre les vestiges de forêts pluvieuses pour se nourrir, or ces îlots boisés étaient de plus en plus fragmentés et abîmés, ce qui oblige les perroquets à voler de plus en plus loin et les soumet à un stress alimentaire considérable.

Eniang *et al.* (2008) avaient notifié le commerce de cette espèce dans le sud-est du Nigéria : des oiseaux issus de diverses stations se vendaient à Calabar, Port Harcourt, Lagos, Abuja et Kano. L'OG CITES du Nigéria (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a confirmé que *P. erithacus* était menacée par la contrebande, intérieure et internationale, d'animaux de compagnie, ainsi que par la perte d'habitat. Une législation inefficace et la corruption étaient considérées comme des facteurs contribuant à l'augmentation de la contrebande de perroquets au Nigéria (Eniang *et al.*, 2008).

Commerce : Le Nigéria n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels CITES pour 2005, ni de 2010 à 2012, et n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *P. erithacus*. Les exportations directes de *P. erithacus* depuis le Nigéria sur 2002-2012 étaient principalement constituées d'oiseaux vivants ; elles avaient pour la plupart été notifiées par les seuls pays importateurs ; le commerce ne portait généralement que sur quelques oiseaux, hormis l'importation par les Émirats Arabes Unis de 400 exemplaires vivants élevés en captivité, exportés à des fins commerciales en 2005 (Tableau 3). Aucun commerce n'avait été signalé pour 2010-2012.

Les exportations indirectes de *P. erithacus* provenant du Nigéria sur 2002-2012 étaient constituées d'un petit nombre d'oiseaux vivants de source "W", "F" et pré-Convention, pour la plupart commercialisés à titre d'effets personnels.

Tableau 3. Exportations directes de *Psittacus erithacus* depuis le Nigéria, 2002-2009. (Le Nigéria n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels pour 2005 ni sur 2010-2012 ; aucun commerce n'avait été notifié en 2004, 2006, 2007 ni sur 2010-2012).

Terme	Source	Finalité	Communiqué par	2002	2003	2005	2008	2009	Total
-------	--------	----------	----------------	------	------	------	------	------	-------

Psittacus erithacus

Terme	Source	Finalité	Communiqué par	2002	2003	2005	2008	2009	Total
plumes	I	T	Importateur				3		3
			Exportateur						
vivants	W	P	Importateur	3	1				4
			Exportateur	1					1
	C	P	Importateur	1					1
			Exportateur						
		T		Importateur			400		400
				Exportateur					
	O	P		Importateur				1	1
				Exportateur					
	I	P		Importateur	1				1
				Exportateur					
	T		Importateur	6				6	
			Exportateur						

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

L'OG CITES du Nigéria (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a affirmé qu'aucun commerce de cette espèce n'avait été enregistré.

Dändliker (1992) avait fait remarquer qu'il existait une demande nationale de plumes de la tête, des pattes et de la queue de cette espèce pour fabriquer des fétiches médicinaux et magiques, et McGowan (2001) avait signalé que la plupart des oiseaux piégés étaient exportés. Nikolaus (2001), qui avait étudié la plupart des marchés au Nigéria en août-septembre 1999, avait dénombré 73 spécimens de *P. erithacus* à vendre.

L'Union européenne avait suspendu le commerce de sauvages *P. erithacus* depuis le Nigéria en 2002, et cette suspension, conformément au Règlement de la Commission (CE) n° 578/2003 du 17 juin 2003, reste en vigueur.

Gestion : La chasse, la capture et le commerce de *P. erithacus* (et de tous les Perroquets) sont interdits au Nigéria par la loi n° 11, de 1985 (Nigéria, 1985). L'OG nigérian avait décrété un moratoire concernant la délivrance de permis CITES pour cette espèce en octobre 2000, suite à une certaine prise de conscience face au statut inconnu de la population, mais ce moratoire avait été abrogé en mars/avril 2001, malgré les recommandations contraires de McGowan (2001). Après étude d'un rapport sur la mise en œuvre des mesures CITES et la contrebande depuis le Nigéria, le Comité permanent de la CITES avait recommandé la suspension de l'ensemble du commerce d'espèces inscrites sur les listes CITES depuis ce pays en juin 2005 (Notification CITES n°2005/038) ; la suspension de commerce avait été levée en août 2011, au vu d'un rapport traitant de l'adoption de la nouvelle législation et du travail réalisé *in situ* par le Secrétariat (Notification CITES n°2011/030). Une nouvelle Réglementation nationale environnementale (Protection d'espèces menacées par le commerce international) a été publiée en mai 2011 (Okorodudu-Fubara, 2012).

Cette espèce était rencontrée dans un certain nombre de zones protégées (Zealor, 2001 ; OG CITES du Nigéria, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Togo

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Ce taxon, qui fait partie des espèces reproductrices introduites dans le pays (BirdLife International, 2012a), est rencontré dans le sud du Togo (BirdLife International, 2013). Sa présence avait été déjà constatée par Millet-Horsin (1923) dans le sud du pays, et un oiseau avait été observé à Mo (Togo central) par Cheke et Walsh (1980).

Tendances et état de la population : D'après Millet-Horsin (1923) cette espèce était rarement rencontrée dans le sud du Togo au-delà de la lagune, mais elle était moins rare plus au nord. Par la suite, une seule observation dans ce pays avait été notifiée par Cheke et Walsh (1980, 1996). En 1992, l'OG du Togo considérait que la population de ce pays était non-viable, en se fondant sur une étude réalisée la même année (PH1 sigtrad1.ref, CITES SC.29.11). R. Martin (comm. pers. à l'UNEP-WCMC,

2013) a déclaré n'avoir observé aucun *P. erithacus* ni dans l'ouest, ni dans l'est du pays, au cours d'enquêtes réalisées en 2010 et 2011.

Menaces : Aucune information n'était disponible.

Commerce : Le Togo avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2011, sauf en 2006. Ce pays n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *P. erithacus*. Les exportations directes de *P. erithacus* depuis le Togo sur 2002-2012 étaient constituées d'oiseaux vivants de source sauvage commercialisés à titre d'effets personnels ; le commerce signalé par le Togo dépassait celui notifié par les pays importateurs pour la plupart des années (Tableau 4).

Les exportations indirectes de *P. erithacus* provenant du Togo sur 2002-2012 étaient constituées d'un petit nombre d'oiseaux vivants, pour la plupart sauvages et commercialisés à titre d'effets personnels.

Tableau 4. Exportations directes de *Psittacus erithacus* depuis le Togo, 2002-2011. L'ensemble du commerce avait porté sur des oiseaux vivants. (Le togo n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels pour 2006 ni 2012 ; aucun commerce n'avait été signalé en 2006 ni en 2012).

Source	Finalité	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2007	2008	2009	2010	2011	Total	
W	P	Importateur		1	4				1		1	7	
		Exportateur	6	7	9	4	6	2	13	7	1	55	
	T	Importateur											
		Exportateur			2							1	3
R	P	Importateur								1		1	
		Exportateur								3		3	
C	P	Importateur	1									1	
		Exportateur											

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

L'Union européenne avait suspendu le commerce de sauvages *P. erithacus* depuis le Togo de 1997 au 26/11/2010.

Gestion : La capture, la chasse et l'exportation de animaux font l'objet de permis, conformément à la loi n° 4, de 1968 (Togo, 1968), et ses amendements (Ministère de la Justice, 2008), dont notamment les Décrets n° 80-171, de 1980 (Togo, 1980), et n° 90-178, de 1990 (Togo, 1990), mais cette espèce ne semble pas bénéficier de protection spécifique au Togo.

Au début des années 1990, *P. erithacus* avait été incluse à la Phase I de l'ÉCI, et le CA avait ensuite formulé les recommandations suivantes, communiquées à l'OG CITES du Togo en juin 1992 :

“L'OG du Togo devrait instituer un moratoire sur les exportations jusqu'à ce qu'il soit prouvé que les effectifs de cette espèce dans le pays sont durables (recommandation primaire), et entreprendre une étude de population (recommandation secondaire)” (AC Doc. 8.10).

En octobre 1992, l'OG du Togo avait répondu que, sur la base d'une étude conduite cette année-là, il n'existait pas de population viable dans le pays, et qu'en conséquence aucun nouveau permis d'exportation ne serait délivré (PH1 sigtrad1.ref, CITES SC.29.11).

De nombreux oiseaux de cette espèce étaient commercialisés sur le marché intérieur, et leurs caudales rouges étaient vendues à des fins médicinales (Cheke et Walsh, 1996). L'OG CITES du Togo (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2004) avait fait remarquer qu'au cours des dix années antérieures, cette espèce n'avait fait l'objet que de commerce intérieur, en tant qu'oiseau de compagnie.

UGANDA

Distribution dans l'État de répartition : Cette espèce se reproduit dans le pays (BirdLife International, 2012a). Britton (1980) considérait qu'elle y était résidente (mais que sa reproduction n'était pas avérée) dans l'ouest (forêts de Budongo, Bugoma, et Bwamba, et

PN de Rwenzori) et le sud-est (Mengo et Busoga, y compris les îles Ssesse, dans l'Ouganda central méridional). Sekercioglu (2002) l'avait observée au PN de Kibale (sud-ouest) en 1996. D'après Byaruhanga *et al.* (2001), cette espèce était présente dans sept ZICO : le PN "impénétrable" de Bwindi, le PN de Kibale et le PN Queen Elizabeth (tous dans le sud-ouest) ; le PN de Semliki (à l'ouest), la Réserve forestière de Mabira et la zone de Sango Bay (toutes deux dans le centre-sud), et la RF de Budongo. Sa présence avait été constatée dans quatorze des trente-et-une RF étudiées vers le milieu des années 1990 (Davenport et Howard, 1996a, 1996b ; Davenport *et al.*, 1996a, 1996b, 1996c, 1996d, 1996e, 1996f, 1996g, 1996h, 1996i, 1996j, 1996k, 1996l). Plumptre *et al.* (2010), qui avaient étudié plusieurs zones boisées autour de Bugoma pendant six mois en 2010, n'avaient rencontré *P. erithacus* que dans la RF de Bugoma. Dranzoa *et al.* (2011), qui avaient étudié quatre petites zones de forêt sur la rive nord du lac Victoria à partir des années 1970, n'avaient observé *P. erithacus* qu'à Ziika, un îlot boisé de 12 ha, au cours d'un des neuf comptages chronométrés par espèce (TSC, d'après le sigle anglais) en 1989, et au cours de moins de la moitié des vingt-quatre TSC réalisés pendant la période 2002-2009.

Tendances et état de la population : D'après Mackworth-Praed et Grant (1952), l'aire de répartition de *P. erithacus* pourrait s'étendre à l'Afrique orientale, mais aucune preuve n'était venue étayer cette affirmation. Britton (1980) qualifiait l'espèce de "commune" et localement résidente. Le Département de la chasse de l'Ouganda (in *litt.* à l'UNEP-WCMC, 1987) avait signalé que les plus importantes populations se trouvaient, à l'époque, à Buganda et dans les îles Ssesse. Carswell *et al.* (2005) considéraient que cette espèce avait été autrefois commune, notamment dans les îles et sur les rives du lac Victoria, tout en signalant qu'elle était devenue assez rare, notamment dans les îles Ssesse ; ils considéraient cette espèce comme peut-être menacée, mais encore assez commune dans la forêt de Mabira. Amuno *et al.* (2007), qui avaient effectué des comptages de *P. erithacus* le long d'itinéraires de migration, dans les RF de Mabira et Budongo, entre octobre 2002 et mai 2003, avaient estimé les populations à 342 et 714 oiseaux, respectivement. La population de Mabira était menacée par une augmentation de la fragmentation, les forêts locales étant exposées à des dommages futurs (Amuno *et al.*, 2007). Des dénombrements ponctuels sur quarante-deux emplacements en terrain agricole autour du lac Victoria avaient fourni les proportions d'observations de cette espèce suivantes : 0,36 global (n=42), dont 0,74 en sites boisés (n=19), et 0,04 en sites agricoles (n=23) (Chamberlain *et al.*, 2009).

Sekercioglu (2002) avait étudié dix parcelles forestières dans le PN de Kibale dans le cadre de différents programmes de gestion, entre juin et août 1996, mais n'avait observé que trois *P. erithacus* en tout. Dans la RF de Kibale, l'abondance de l'espèce allait de pair avec la présence d'arbres fruitiers : les plus grands rassemblements coïncident avec la saison de fructification de certains arbres, alors qu'en dehors de ces époques les observations sont rares, ce qui suggérait une aire de répartition des oiseaux très vaste (Perrin, 2012). Les mouvements à l'intérieur et à l'extérieur des principales forêts semblaient coïncider avec des itinéraires de migration réguliers, et les déplacements entre espaces boisés augmenteraient en fonction de la fragmentation de la forêt (Perrin, 2012).

À Kampala, les effectifs de l'espèce semblent augmenter, et cette augmentation pourrait être imputable à un plus grand nombre d'oiseaux sauvages, et non au marronnage (oiseaux enfuis ou relâchés) (D. Pomeroy, comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013).

Menaces : Carswell *et al.* (2005) avaient signalé l'existence d'un commerce actif de spécimens vivants, aussi bien comme oiseaux de compagnie que pour concours, et que de nombreux perroquets captifs d'Ouganda pourraient en réalité provenir de RD du Congo (A. Plumptre *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2005). D'après l'Autorité ougandaise en matière de vie sauvage (UWA, 2012), cette espèce faisait l'objet de contrebande. Amuno *et al.* (2007) considéraient la dégradation de l'habitat comme une menace majeure de l'espèce.

Commerce : L'Ouganda n'avait toujours pas transmis ses rapport annuels CITES pour les années 2010-2012, et n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *P. erithacus*. Les exportations directes de *P. erithacus* depuis ce pays sur 2002-2012 étaient constituées d'oiseaux vivants de source sauvage commercialisés à titre d'effets personnels (Tableau 5). Le commerce avait décliné tout au long de cette décennie, et aucune transaction n'avait été notifiée sur 2010-2012.

Les exportations indirectes de *P. erithacus* provenant d'Ouganda sur 2002-2012 étaient constituées d'un petit nombre d'oiseaux vivants, pour la plupart sauvages, commercialisés à titre d'effets personnels.

Tableau 5. Exportations directes de *Psittacus erithacus* depuis l'Ouganda, 2002-2009. L'ensemble du commerce avait porté sur des oiseaux vivants. (L'Ouganda n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels pour la période 2010-2012 ; aucun commerce n'avait été notifié en 2008 ni sur 2010-2012).

Source	Finalité	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2009	Total
W	P	Importateur	3	1		3	2		1	10
		Exportateur	15	5	6	10				36
	T	Importateur	2							2
		Exportateur	1			1		1	1	4
C	S	Importateur	20							20
		Exportateur								

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Gestion : Toute chasse, capture ou autre utilisation des perroquets est interdite sans un permis spécial, conformément à la loi ougandaise en matière de vie sauvage (Ouganda, 1996).

L'Autorité ougandaise en matière de vie sauvage avait notifié la confiscation de 270 *P. erithacus* en 2011 ; ces spécimens étaient destinés à l'exportation vers l'Europe ; 204 de ces oiseaux avaient été relâchés par la suite (UWA, 2012). En 2013, "plusieurs centaines" d'oiseaux originaires de RD du Congo auraient été confisquées en Ouganda, puis relâchés dans des zones boisées de l'ouest du pays (D. Pomeroy, comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013).

La présence de cette espèce avait été confirmée dans un certain nombre de zones protégées ougandaises (Britton, 1980 ; Byaruhanga *et al.*, 2001 ; Sekercioglu, 2002).

D. Problèmes identifiés mais sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a)

N'avaient pas transmis leurs rapports CITES annuels : le Bénin pour 2003 ni 2006 ; la Centrafrique pour 2004, 2008 ni 2011 ; le Ghana pour 2006 ; le Nigéria pour 2005, 2010 ni 2011 ; le Togo pour 2006 ; et l'Ouganda pour 2010 ni 2011.

Des manques de concordance notoires avaient été constatés entre le commerce notifié par les pays importateurs et celui communiqué par la Centrafrique et le Togo.

Cette espèce ferait l'objet de contrebande en Ouganda.

E. Bibliographie

- Akagu, R. 2013. Ruth Akagu (Nigerian Conservation Foundation) *in litt.* to UNEP-WCMC, 31/07/2013.
- Amuno, J. B., Massa, R. and Dranzoa, C. 2007. Abundance, movements and habitat use by African grey parrots (*Psittacus erithacus*) in Budongo and Mabira forest reserves, Uganda. *Ostrich*, 78 (2), p.225-231.

- Bannerman, D. A. 1951. *The birds of tropical West Africa*. Volume 8. London, UK: The Crown Agents for the Colonies.
- Benin. 1987. *LOI no 87-014 du 21 Septembre 1987 portant réglementation de la protection de la nature et de l'exercice de la chasse en République Populaire du Bénin*.
- Benin. 1990. *Decret n. 90-366 du 4 Décembre 1990: Portant modalités d'application de la Loi No. 87-014 du 21 Septembre 1987, sur la réglementation de la protection de la nature et de l'exercice de la chasse en République du Bénin*.
- Benin. 2004. *Loi n° 2002-16 du 18 octobre 2004 portant régime de la faune en République du Bénin*. p.1-26.
- Benson, C. W., Benson, F. M., Stuart, S. N. and Fry, C. H. 1988. Parrots, parakeets and lovebirds. In: Fry, C. H., Keith, S. and Urban, E. K. (eds.), *The birds of Africa: Parrots to Woodpeckers*, London, UK: Academic Press, p.1-25.
- BirdLife International. 2006. BirdLife International's review of the status of the African grey parrot and proposals to CITES for its conservation. In: *Proceedings of the 22nd meeting of the Animals Committee, Lima, Peru, 7-13 July, 2006*, Cambridge, UK: Birdlife International.
- BirdLife International. 2012a. *Psittacus erithacus*. IUCN 2013. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1*. [Online]. Available at: www.iucnredlist.org [Accessed: 20 May 2013].
- BirdLife International. 2012b. *Psittacus timneh*. IUCN 2013. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1*. [Online]. Available at: www.iucnredlist.org [Accessed: 8 August 2013].
- BirdLife International. 2013. *Species factsheet: Psittacus erithacus*. [Online]. Available at: <http://www.birdlife.org> [Accessed: 11 May 2013].
- BirdLife International and NatureServe (2012) *Bird species distribution maps of the world*. Version 2.0. BirdLife International, Cambridge, UK and NatureServe, Arlington, USA.
- Borrow, N. and Demey, R. 2001. *Birds of western Africa*. London, UK: Princeton University Press.
- Bouet, G. 1961. *Oiseaux de l'Afrique tropicale*. Paris, France: Office de la recherche scientifique et technique outremer.
- Britton, P. L. 1980. *Birds of East Africa*. Nairobi, Kenya: East African Natural History Society.
- Brunel, J. 1958. Observations sur les oiseaux du Bas-Dahomey. *L'Oiseau et R.F.O.*, 28, p.1-38.
- Byaruhanga, A., Kasoma, P. and Pomeroy, D. 2001. Uganda. In: Fishpool, L. D. C. and Evans, M. I. (eds.), *Important Bird Areas in Africa and associated islands: Priority sites for conservation*, Newbury and Cambridge, UK: Pisces Publications and BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 11), p.975-1003.
- Carroll, R. W. 1982. *An ornithological investigation of the Central African Republic*. South Connecticut State College, New Haven.
- Carswell, M., Pomeroy, D., Reynolds, J. and Tushabe, H. 2005. *The bird atlas of Uganda*. Oxford, UK: British Ornithologists' Club and British Ornithologists' Union.
- Cassidy, R. 2013. Rod Cassidy *in litt.* to UNEP-WCMC, 31/07/2013.
- Central African Republic. 1984. Ordonnance n°84.045 portant protection de la faune sauvage et réglementant l'exercice de la chasse en République Centrafricaine. *Code de protection de la faune sauvage*.
- Chamberlain, D. E., Katebaka, R., Senfuma, I., Pomeroy, D., Nalwanga-Wabire, D., Bayaruhanga, A., Atkinson, P. W. and Vickery, J. A. 2009. Towards Developing Sustainable , Biodiversity-Rich Agricultural Systems in Uganda. BTO Research Report No. 522.
- Cheke, R. A. 2001. Benin. In: Fishpool, L. D. C. and Evans, M. I. (eds.), *Important Bird Areas in Africa and associated islands: Priority sites for conservation*, Newbury and Cambridge, UK: Pisces Publications and BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 11), p.93-98.
- Cheke, R. A. and Walsh, J. F. 1980. Bird records from the Republic of Togo. *Malimbus*, 2, p.112-120.
- Cheke, R. A. and Walsh, J. F. 1996. *The birds of Togo*. BOU Check-list No. 14. Tring, UK: British Ornithologists' Union.
- Dändliker, G. 1992. *The grey parrot in Ghana: A population survey, a contribution to the biology of the species, a study of its commercial exploitation and management recommendations*. Commugny, Switzerland: CITES Secretariat.
- Davenport, T. and Howard, P. 1996a. *Sango Bay forest reserves biodiversity report*. Kampala, Uganda: Uganda Forest Department.
- Davenport, T. and Howard, P. 1996b. *Semliki Forest biodiversity report*. Kampala, Uganda: Uganda Forest Department.

- Davenport, T., Howard, P. and Baltzer, M. 1996a. *Bukaleba and Mukono District forest reserves biodiversity report*. Kampala, Uganda: Uganda Forest Department.
- Davenport, T., Howard, P. and Baltzer, M. 1996b. *Kalinzu and Maramagambo forest reserves biodiversity report*. Kampala, Uganda: Uganda Forest Department.
- Davenport, T., Howard, P. and Baltzer, M. 1996c. *Mabira forest reserve biodiversity report*. Kampala, Uganda: Uganda Forest Department.
- Davenport, T., Howard, P. and Baltzer, M. 1996d. *Mujuzi, Sesse Islands and Jubiya forest reserves biodiversity report*. Kampala, Uganda: Uganda Forest Department.
- Davenport, T., Howard, P. and Dickinson, C. 1996e. *Kasyoha - Kitomi forest reserve biodiversity report*. Kampala: Uganda Forest Department.
- Davenport, T., Howard, P. and Dickinson, C. 1996f. *Mpanga, Zika and other Mpigi District forest reserves biodiversity report*. Kampala, Uganda: Uganda Forest Department.
- Davenport, T., Howard, P. and Matthews, R. 1996g. *Budongo forest reserve biodiversity report*. Kampala, Uganda: Uganda Forest Department.
- Davenport, T., Howard, P. and Matthews, R. 1996h. *Bugoma forest reserve biodiversity report*. Kampala, Uganda: Uganda Forest Department.
- Davenport, T., Howard, P. and Matthews, R. 1996i. *Bwindi Impenetrable National Park biodiversity report*. Kampala, Uganda: Uganda Forest Department.
- Davenport, T., Howard, P. and Matthews, R. 1996j. *Itwara forest reserve biodiversity report*. Kampala, Uganda: Uganda Forest Department.
- Davenport, T., Howard, P. and Matthews, R. 1996k. *Kibale Forest biodiversity report*. Kampala, Uganda: Uganda Forest Department.
- Davenport, T., Howard, P. and Matthews, R. 1996l. *South Busoga forest reserve biodiversity report*. Kampala, Uganda: Uganda Forest Department.
- Demey, R. 2008. A rapid survey of the birds of Ajenjua Bepo and Mamang River Forest Reserves, eastern region of Ghana. In: McCullough, J., Hoke, P., Naskrecki, P. and Osei-Owusu, Y. (eds.), *A Rapid Biodiversity Assessment of the Ajenjua Bepo and Mamang River Forest Reserves, Ghana. RAP Bulletin of Biological Assessment 50*, Arlington, VA, USA: Conservation International, p.50-53.
- Dickinson, E. C. 2003. *The Howard and Moore complete checklist of the birds of the world*. 3rd ed. London, UK: Christopher Helm Publishers Ltd.
- Dowsett, R. J. 2001. Central African Republic. In: Fishpool, L. D. C. and Evans, M. I. (eds.), *Important Bird Areas in Africa and associated islands: Priority sites for conservation*, Newbury and Cambridge, UK: Pisces Publications and BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 11), p.169-176.
- Dowsett, R. J. and Dowsett, F. 2011. The avifauna of Benin: additions and corrections. *Bulletin of the African Bird Club*, 18 (2), p.148-167.
- Dowsett, R. J. and Dowsett-Lemaire, F. 1993. A contribution to the distribution and taxonomy of Afrotropical and Malagasy birds. *Tauraco Research Report No. 5*, p.64-68.
- Dowsett, R. J. and Forbes-Watson, A. D. 1993. *Checklist of birds of the Afrotropical and Malagasy regions*. Liège, Belgium: Tauraco Press.
- Dowsett-Lemaire, F. 2012. Françoise Dowsett-Lemaire *in litt.* to BirdLife International.
- Dowsett-Lemaire, F. 2013. Françoise Dowsett-Lemaire pers. comm. to UNEP-WCMC, 10/06/2013.
- Dowsett-Lemaire, F. and Dowsett, R. J. n.d. *The birds of Ghana. An atlas and handbook*. In preparation.
- Dranzoa, C., Williams, C. and Pomeroy, D. 2011. Birds of isolated small forests in Uganda. *Scopus*, 31, p.1-10.
- Elgood, J. H., Heighnam, J. B., Moore, A. M., Nason, A. M., Sharland, R. E. and Skinner, N. J. 1994. *The birds of Nigeria: An annotated checklist*. London, UK: British Ornithologists' Union.
- Eniang, E. A., Akpan, C. E. and Eniang, M. E. 2008. A survey of African grey parrots (*Psittacus erithacus*) trade and trafficking in Ekonganaku area of Ikpan forest block, Nigeria. *Ethiopian Journal of Environmental Studies and Management*, 1 (2), p.68-73.
- Farmer, R. 1979. Check-list of the birds of the Ife-Ife area. *Malimbus*, 1 (1), p.56-64.
- Game Department of Uganda. 1987. Game Department of Uganda *in litt.* to UNEP-WCMC.
- Gatter, W. 1997. *Birds of Liberia*. East Sussex, UK: Pica Press.
- Ghana. 1971. *Wildlife conservation regulations, 1971: Arrangement of regulations*.

- Ghana Revenue Authority. 2013. *Ghana revenue authority - prohibited exports*. [Online]. Available at: <http://www.gra.gov.gh/> [Accessed: 8 August 2013].
- Green, A. A. and Carroll, R. W. 1991. The avifauna of Dzanga-Ndoki National Park and Dzanga-Sangha Rainforest Reserve, Central African Republic. *Malimbus*, 13 (2), p.49–66.
- Green, A., Hall, P., Leventis, A. and Place, I. 2007. Avifauna of Omo Forest Reserve, southwest Nigeria. *Malimbus*, 29, p.16–30.
- Grimes, L. G. 1987. *The birds of Ghana*. London, UK: British Ornithologists' Union.
- Hall, P. 2006. Philip Hall (African Bird Club) *in litt.* to CITES Secretariat.
- Hall, P. 2013. Philip Hall (African Bird Club) *in litt.* to Rowan Martin.
- Helsens, T. 1996. New information on birds in Ghana, April 1991 to October 1993. *Malimbus*, 18, p.1–9.
- Holbech, L. 2013. Lars Holbech pers. comm. to UNEP-WCMC, 31/07/2013.
- Inskipp, T., Broad, S. and Luxmoore, R. 1988. *Significant trade in wildlife: a review of selected species in CITES Appendix II. Volume 3: birds*. Geneva, Switzerland: IUCN and CITES Secretariat.
- Jehl, H. 1976. Les oiseaux de l'Île de Kembe (R.C.A.). *Alauda*, 44, p.153–167.
- Juniper, T. and Parr, M. 1998. Grey parrot, *Psittacus erithacus*. In: Collar, N. (ed.), *Parrots: a guide to the parrots of the world*, East Sussex, UK: Pica Press, p.375–376.
- Luft, S. 2007. *Parrots of Africa*. Norderstedt, Germany: Herstellung und Verlag: Books on Demand GmbH.
- Mackenzie, P. 1979. Birds of the Calabar area. *Malimbus*, 6 (1), p.47–55.
- Mackworth-Praed, C. W. and Grant, C. H. B. 1952. *Birds of eastern and north eastern Africa*. London, UK: Longmans, Green.
- Maisels, F. 2006. Fiona Maisels (Coordinator/Wildlife Conservation Society) *in litt.* to CITES Secretariat.
- Malbrant, R. 1952. *Faune du centre africain français (mammifères et oiseaux)*. 2nd ed. Paris, France: Lechevalier.
- Marchant, S. 1953. Notes on the birds of south-eastern Nigeria. *Ibis*, 95 (1), p.38–69.
- Martin, R. 2013. Rowan Martin (World Parrot Trust) pers. comm. to UNEP-WCMC, 29/06/2013.
- McGowan, P. 2001. *Status, management and conservation of the African grey parrot Psittacus erithacus in Nigeria*. Geneva, Switzerland: CITES Secretariat.
- Millet-Horsin, H. 1923. Contribution à l'étude de la faune ornithologique du Bas-Togo. *Bulletin du Comité d'études historiques et scientifiques de l'Afrique Occidentale Française*, (Jan-Mar), p.67–73.
- Ministère de la Justice. 2008. *Le portail officiel du d'riots togolais. Elevage, pêche, chasse*. [Online]. Available at: <http://www.legitogo.gouv.tg/lois/liste.php?num=88> [Accessed: 4 September 2013].
- Neumann, O. 1908. Notes on African birds in the Tring Museum. II. List of the African Psittacidae. *Novitates Zoologicae*, 15, p.379–390.
- Nigeria. 1985. *Endangered Species (Control of International Trade and Traffic) Act (1985 No. 11)*.
- Nikolaus, G. 2001. Bird exploitation for traditional medicine in Nigeria. *Malimbus*, 23 (2), p.45–55.
- Ntiamoa-Baidu, Y., Owusu, E. H., Daramani, D. T. and Nuoh, A. A. 2001. Ghana. In: Fishpool, L. D. C. and Evans, M. I. (eds.), *Important Bird Areas in Africa and associated islands: Priority sites for conservation*, Newbury and Cambridge, UK: Pisces Publications and BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 11), p.367–389.
- Okorodudu-Fubara, M. 2012. COUNTRY REPORT: NIGERIA Legal Developments , 2009-2011. *IUCN Academy of Environmental Law e-Journal*, 1, p.170–179.
- Olmos, F. and Turshak, L. G. 2009. A survey of birds in Omo Forest Reserve, south-western Nigeria. *Bulletin of the African Bird Club*, 16 (2), p.184–196.
- Organe de Gestion CITES du Nigéria, 2013. CITES Management Authority of Nigeria *in litt.* to UNEP-WCMC, 14/03/2013
- Organe de Gestion CITES du Togo, 2004. CITES Management Authority of Togo pers. comm. to UNEP-WCMC.
- Perrin, M. 2012. *Parrots of Africa, Madagascar and the Mascarene Islands: Biology, ecology and conservation*. Johannesburg, South Africa: Witwatersrand University Press.
- Plumptre, A. 2005. Andrew Plumptre (Wildlife Conservation Society) *in litt.* to UNEP-WCMC.
- Plumptre, A., Akwetaireho, S., Hänni, D. C., Leal, M., Mutungire, N., Kyamanywa, J., Tumuhamy, D., Ayebale, J. and Isoke, S. 2010. *Biodiversity surveys of Bugoma Forest Reserve, smaller central forest reserves, and corridor forests south of Bugoma*. Vienna, VA, USA: The Jane Goodall Institute.

- Pomeroy, D. 2013. Derek Pomeroy (*The bird atlas of Uganda*) pers. comm. to UNEP-WCMC, 19/09/2013.
- Rainey, H. J. and Asamoah, A. 2005. Rapid assessment of the birds of Draw River, Boi-Tano and Krokosua Hills. In: McCullough, J., Decher, J. and Kpelle, D. G. (eds.), *A biological assessment of the terrestrial ecosystems of the Draw River, Boi-Tano, Tano Nimiri and Krokosua Hills forest reserves, southwestern Ghana*. RAP Bulletin of Biological Assessment 36, Washington D.C., USA: Conservation International, p.50–56.
- Sekercioglu, C. H. 2002. Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. *Biological Conservation*, 107 (2), p.229–240.
- Serle, W. 1957. A contribution to the ornithology of the eastern region of Nigeria. *Ibis*, 99 (3), p.371–418.
- Serle, W., Morel, G. and Hartwig, W. 1977. Grey parrot, *Psittacus erithacus*. In: *A field guide to the birds of west Africa*, London, UK: William Collins Sons & Co Ltd, p.102.
- Togo. 1968. *Ordonnance No 4 du 16-1-68 reglementant la protection de la faune et l'exercice de la chasse au Togo*.
- Togo. 1980. *Decret No 80-171 du juin 1980 portant modalites d'application de l'ordonnance No 4 du 16 janvier 1968 reglementant la protection de la faune et l'exercice de la chasse au Togo*.
- Togo. 1990. *Décret No 90-178 du 7 novembre 1990 portant modalités d'exercice de la chasse au Togo*.
- Uganda. 1996. *The Uganda Wildlife Act. Chapter 200*.
- UWA. 2012. *Uganda Wildlife Authority. UWA releases 204 African Grey parrots*. [Online]. Available at: <http://ugandawildlife.org/news-a-updates-2/uwa-news/item/22-uwa-releases-204-african-grey-parrots-to-the-wild> [Accessed: 4 September 2013].
- WCMC and IUCN/SSC Trade Specialist Group. 1992. *Review of significant trade in animal species included in CITES Appendix II: detailed reviews of 24 priority species*. Sixth meeting of the CITES Animals Committee.
- Weckstein, J. D., Marks, B. D., Moyle, R. G., Johnson, K. P., Meyer, M. J., Braimah, J., Oppong, J. and Amponsah, J. 2009. Important bird records from two expeditions for the Upper Guinea forest of Ghana. *Malimbus*, 31, p.28–46.
- Zealor, A. U. 2001. Nigeria. In: Fishpool, L. D. C. and Evans, M. I. (eds.), *Important Bird Areas in Africa and associated islands: Priority sites for conservation*, Newbury and Cambridge, UK: Pisces Publications and BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 11), p.673–692.

Chamaeleo gracilis **Hallowell, 1842 : Bénin, Cameroun, Ghana, Guinée, Togo, Ouganda**

Chamaeleonidae, Caméléon gracile

Sélection pour l'Étude du Commerce Important

Lors de sa 25^{ème} réunion, le Comité pour les Animaux (CA) avait retenu *Chamaeleo gracilis* (tous les États de l'aire de répartition) pour l'ÉCI en tant qu'espèce dont l'étude était prioritaire, conformément aux considérations exposées dans le document AC25 Doc. 9.6 (AC25, Compte-rendu résumé). L'analyse figurant à l'Annexe 2 du document AC25 Doc. 9.6 spécifiait que *C. gracilis* avait atteint un seuil élevé de volume commercial en 2008 et en 2009, et satisfaisait au critère de forte variabilité du commerce entre 1999 et 2008. Lors de la 26^{ème} réunion du CA, des réponses avaient été reçues depuis la République démocratique du Congo (ci-après, "RD du Congo"), l'Éthiopie, la Guinée-Bissau et la République unie de Tanzanie ("la Tanzanie") (AC26 Doc. 12.3). L'Angola, le Bénin, le Burkina Faso, le Cameroun, la Centrafrique, le Tchad, la RD du Congo, la Côte d'Ivoire, la Guinée équatoriale, l'Érythrée, le Gabon, la Gambie, le Ghana, la Guinée, le Kenya, le Liberia, le Nigéria, le Sénégal, la Sierra Leone, la Somalie, le Soudan, le Togo et l'Ouganda avaient été retenus pour cette étude (AC26, Compte-rendu résumé). Ultérieurement à la 26^{ème} réunion du CA, l'Angola, le Burkina Faso, la Centrafrique, le Tchad, la RD du Congo, la Côte d'Ivoire, la Guinée équatoriale, l'Érythrée, le Gabon, la Gambie, le Kenya, le Liberia, le Nigéria, le Sénégal, la Sierra Leone, la Somalie et le Soudan, vu l'absence de trafic commercial au long des dix dernières années, ont été éliminés du processus avec l'accord du CA, après l'avoir consulté.

A. Résumé

Vue d'ensemble des recommandations concernant *Chamaeleo gracilis*.

Aperçu général		
L'espèce est largement répandue et considérée comme non menacée, mais l'état de la population est inconnu.		
État de l'aire de répartition	Catégorie provisoire	Résumé
Bénin	Peut-être préoccupante	Niveaux de commerce modérés sur la période 2002-2012, portant principalement sur des spécimens vivants de source "R". Deux cas de dépassements de quota possibles avaient été notifiés en 2010 (sauvages) et 2012 (source "R"). Les bases sur lesquelles repose l'établissement des quotas sont indéterminées. L'état de la population est indéterminé. Par conséquent, cette espèce est classée Peut-être préoccupante ; les problèmes sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a) restent entiers.
Cameroun	Moins préoccupante	Faibles niveaux de commerce sur 2002-2011, et aucun signalé depuis 2006. Un déclin de la population a été constaté dans certaines zones, mais l'espèce est largement répandue et au moins "commune" localement. Par conséquent, elle est classée Moins préoccupante.
Ghana	Peut-être préoccupante	Niveaux de commerce modérés sur 2002-2011 portant principalement sur des spécimens sauvages, et commerce en-deçà du quota. L'espèce semble largement répandue. L'état de la population et les bases sur lesquelles repose l'établissement de l'ACNP sont indéterminés. Par conséquent, cette espèce est classée Peut-être préoccupante.

Guinée	Moins préoccupante	Pratiquement aucun commerce international notifié sur 2002-2011. L'état de la population est indéterminé. Compte tenu des faibles niveaux de commerce, elle est classée Moins préoccupante.
Togo	Espèce dont il faut se préoccuper en urgence	Niveaux de commerce relativement importants, portant principalement sur des spécimens vivants de source "R". Quatre cas de dépassements de quotas possibles avaient été notifiés sur 2002-2003 et en 2007 (sauvages), ainsi qu'en 2002 (source "R"). Des inquiétudes au sujet des bases des quotas avaient été soulevées en 2002, mais les quotas n'avaient pas été modifiés depuis. Les informations disponibles indiquent une répartition réduite, et l'espèce semble rare. Par conséquent, elle est classée Espèce dont il faut se préoccuper en urgence.
Ouganda	Moins préoccupante	Faibles niveaux de commerce de spécimens sauvages sur 2002-2011. L'espèce semblant largement répandue, elle est classée Moins préoccupante.

B. Aperçu de l'espèce

Remarque taxonomique : Deux sous-espèces différentes, *C. g. gracilis* et *C. g. etiennei*, ont été identifiées (Klaver et Böhme, 1997 ; Tilbury, 2010) ; certains auteurs élèvent *C. g. etiennei* à la catégorie d'espèce pleine et entière (Razzetti et Msuya, 2002 ; Uetz, 2013).

C. gracilis ressemble assez fortement à *C. senegalensis*, *C. dilepis* (Bartlett et Bartlett, 2001) et *C. anchietae* (Spawls *et al.*, 2002).

Biologie : *Chamaeleo gracilis* est un grand caméléon arboricole (Spawls *et al.*, 2002) qui habite principalement les environnements de type savane à acacias (Spawls *et al.*, 2002 ; Malonza *et al.*, 2006 ; Tilbury, 2010), mais on le rencontre aussi en forêt (Akani *et al.*, 2001 ; Razzetti et Msuya, 2002 ; Böhme *et al.*, 2011), en brousse cultivée (Akani *et al.*, 2001), et dans les établissements humains (Wagner *et al.*, 2008).

L'espèce atteint la maturité sexuelle à environ cinq ou six mois (Bartlett et Bartlett, 2005), et produit une ou deux pontes par an (Rearick *et al.*, 2013). La taille de ponte-type est de 10-25 œufs (Spawls *et al.*, 2002), mais des pontes de jusqu'à 45 œufs ont été constatées (Engeman *et al.*, 2005 ; Tilbury, 2010). L'incubation dure de six à sept mois (Bartlett et Bartlett, 2005).

Répartition générale et état de conservation : *C. gracilis* est largement répandue en savane sub-saharienne, et son aire de répartition traverse tout le milieu de l'Afrique depuis la Somalie, à l'est, jusqu'au Sénégal, à l'ouest (Spawls et Rotich, 1997 ; Spawls *et al.*, 2002 ; Djeukam, 2007), et jusqu'au Soudan, au nord (Townsend et Larson, 2002 ; Auriolles-Gamboia *et al.*, 2010). *C. g. gracilis* est la plus largement répandue des deux sous-espèces, (Klaver et Böhme, 1997 ; Tilbury, 2010) (Figure 3), tandis que *C. g. etiennei* est restreinte à la côte occidentale du centre de l'Afrique, y compris l'Angola, le Gabon, la République populaire du Congo et la RD du Congo (Klaver et Böhme, 1997 ; Tilbury, 2010).

Engeman *et al.* (2005) avaient signalé que des *C. gracilis* introduits pourraient se reproduire en Floride.

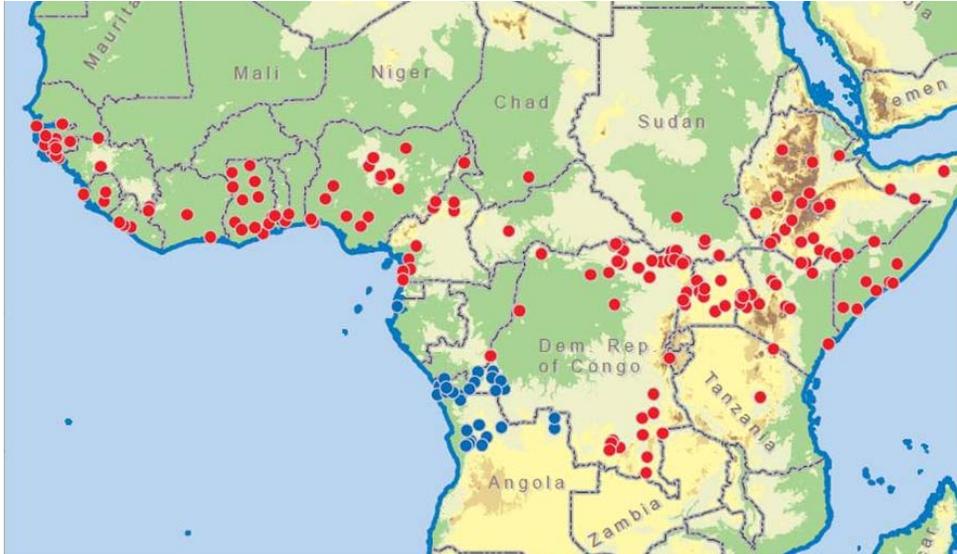


Figure 3. Lieux d'observation de *Chamaeleo gracilis gracilis* (points rouges) et de *C. g. etiennei* (points bleus). (Source : Tilbury, 2010).

L'état de la population de cette espèce était jugé assez mal connu (UICN *et al.*, 1996), mais elle était considérée comme "non-menacée" (UICN *et al.*, 1996 ; Tilbury, 2010). En tant qu'espèce largement répandue, la conservation de *C. gracilis* n'était pas considérée comme un sujet d'inquiétude prioritaire (Carpenter *et al.*, 2004).

Menaces : La chasse pour la médecine traditionnelle et la perte d'habitat étaient considérées comme les principales menaces de cette espèce (UICN *et al.*, 1996). Chaque année, les feux de brousse et autres brûlis affectent de vastes zones agricoles, tuant ainsi de nombreux caméléons, et les adultes font l'objet d'une collecte intensive, ce qui pourrait potentiellement éradiquer certaines populations (C. Tilbury, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

C. Anderson (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) considérait cette espèce "très excessivement" exportée, et C. Tilbury (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) faisait remarquer qu'elle "pourrait devenir localement rare si elle faisait l'objet d'une collecte intensive".

Vue d'ensemble concernant le commerce et la gestion : *C. gracilis* figure à l'Annexe II de la CITES depuis le 04/02/1977. Il s'agit d'une des plus importantes espèces de caméléons sur le marché mondial (Carpenter *et al.*, 2004). Elle est communément disponible sur le marché des animaux de compagnie aux États-Unis et en Europe, sous forme de spécimens capturés dans la nature (Bartlett et Bartlett, 2001 ; C. Anderson, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013 ; Rearick *et al.*, 2013 ;). C. Anderson (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé que le prix-type aux États-Unis était inférieur à 20 USD ; cette espèce affiche une forte mortalité en captivité, par suite de la déshydratation ou d'une forte charge parasitaire (Bartlett et Bartlett, 2001 ; Rearick *et al.*, 2013). D'après une évaluation de la morbidité et de la mortalité en captivité réalisée par Altherr et Freyer (2001), *C. gracilis* était considérée inappropriée pour les élevages privés car elle était "difficile à garder", "difficile à élever", affichait une "forte mortalité en captivité", et requérait des conditions environnementales difficiles à émuler.

N.L. Gonwouo (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a fait remarquer que "vu l'ampleur de l'aire de répartition, de l'Afrique orientale à l'Afrique occidentale, et la nature poreuse des frontières entre États, il s'avère difficile dans le commerce des animaux de compagnie d'évaluer le pays d'origine des spécimens de cette espèce lorsqu'il n'est pas officiellement documenté".

C. gracilis avait déjà été retenue pour l'ÉCI CITES en 1988 et en 1996. D'après l'ÉCI de 1996, le commerce pouvait affecter les populations au niveau local, mais l'UICN *et al.* (1996) avaient fait remarquer qu'"aucune donnée ne corroborait cette affirmation". Il en avait été conclu que l'augmentation du commerce notifié suscitait "une certaine inquiétude, bien que les volumes absolus restent peu importants" (UICN *et al.*, 1996).

C. Étude pays par pays

BENIN

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Harwood (2003) considérait que cette espèce était probablement présente au Bénin, en faisant remarquer que les habitats de forêt sèche et de savane, si appropriés pour cette espèce, étaient "relativement prévalents" dans le pays. La carte de l'aire de répartition de Tilbury (2010) reflétait des stations d'observation à proximité des frontières avec le Togo et le Nigéria.

Ullenbruch *et al.* (2010) avaient signalé la présence de cette espèce à Abomey-Didja (centre-sud du Bénin) et dans le PN de Pendjari (nord-ouest du Bénin) ; elle avait aussi été rencontrée dans la partie béninoise de la Réserve de biosphère transfrontalière du W (nord du Bénin) lors d'enquêtes conduites en 2006-2007 (Chirio, 2009). D'après les interviews réalisées à travers tout le Bénin par Sinsin *et al.* (2008), *C. gracilis* était identifiée en tant qu'espèce largement répandue, et reconnue par 72,7 p. cent des interviewés en tant qu'espèce présente dans leur environnement local.

L'OG CITES du Bénin (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) avait confirmé sa présence dans les départements de Zou (centre-sud du Bénin), de Plateau (sud-est du Bénin), de Mono (sud-ouest du Bénin) et d'Atlantique (sud du Bénin).

Tendances et état de la population : les interviews auprès des communautés locales réalisées par Sinsin *et al.* (2008) suggéraient que les populations de caméléons béninoises étaient généralement en déclin, ce qui avait été confirmé par l'OG CITES du Bénin (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Menaces : *C. gracilis* fait l'objet de collecte pour les marchés locaux, et l'espèce est vendue à des fins médicinales traditionnelles, bien que ce commerce soit illégal et que l'on ne dispose pas d'estimations concernant les volumes commerciaux en jeu (OG CITES du Bénin *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Sinsin *et al.* (2008) considéraient tous les caméléons béninois (*C. gracilis*, *C. ncasei* et *C. senegalensis*) "fortement menacés", et avertissaient que "si elle se maintient aux niveaux actuels, la demande du marché d'exportation entraînera l'extinction de ces espèces, car elles ne jouissent que d'une protection faible ou inefficace". La reproduction en captivité était recommandée afin de réduire la pression sur les populations sauvages (Sinsin *et al.*, 2008).

Commerce : Le Bénin avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2012, sauf en 2003 et en 2006. Ce pays avait publié des quotas d'exportation pour les spécimens de *C. gracilis* de source "R" tous les ans depuis 1997, et pour les spécimens sauvages depuis 2010 (Tableau 1). En 2012, les quotas concernant les spécimens de source "R" semblaient avoir été dépassés d'après les données fournies par le Bénin, mais celles des pays importateurs n'étaient pas encore disponibles. Le quota portant sur les spécimens sauvages semblait avoir été dépassé en 2010 d'après les données des pays importateurs, mais le Bénin n'avait notifié aucun commerce de spécimens sauvages. Une analyse des permis a révélé que le permis d'exportation communiqué par le pays importateur du commerce de spécimens sauvages, le Ghana, n'avait pas été établi par le Bénin pour l'espèce *C. gracilis*.

Tableau 1. Quotas d'exportation CITES concernant les *Chamaeleo gracilis* de source "R" ou sauvages depuis le Bénin, et exportations directes globales, telles que signalées par les pays importateurs et par l'exportateur, 2002-2013. Aucun quota portant sur des spécimens sauvages n'avait été publié avant 2010. (Le Bénin n'avait pas transmis de rapport annuel pour 2003 ni 2006; les données sur le commerce pour 2013 n'étaient pas encore disponibles). (L'ensemble du commerce avait porté sur des spécimens vivants, sauf deux corps notifiés par le pays importateur en 2002; pour chaque année, les chiffres du commerce non soumis au quota sont en grisé.)

Communiqué par		2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Quota (source "R")		8550	4550	4550	3000	4000	3000	3000	3000	2500	2500	2500	2500
Quota (sauvages)										200	200	200	200
source "R"	Importateur	1123	2178	931	582	280	196	559	1500	1210	1312		
	Exportateur			1390	600		760	870	1875	1300	2470	2865	
sauvages	Importateur	510		195				500		400			
	Exportateur												

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Les exportations directes de *C. gracilis* depuis le Bénin sur 2002-2012 étaient principalement constituées de spécimens vivants exportés à des fins commerciales, et pour la plupart de source "R" (Tableau 2). Le Bénin n'avait communiqué que le commerce de spécimens de source "R", mais les pays importateurs avaient signalé, outre ce commerce, celui de spécimens sauvages et élevés en captivité. Les principaux pays importateurs étaient les États-Unis et le Ghana.

Les exportations indirectes de *C. gracilis* provenant du Bénin sur 2002-2012 étaient constituées de spécimens vivants exportés à des fins commerciales, pour la plupart de source "R", mais avec une petite proportion de sauvages.

L'Union européenne avait suspendu le commerce de sauvages *C. gracilis* depuis le Bénin en 2002; cette suspension, conformément au Règlement de la Commission (CE) n° 578/2013 du 17 juin 2013, reste en vigueur.

Tableau 2. Exportations directes de *Chamaeleo gracilis* depuis le Bénin, 2002-2012. L'ensemble du commerce de spécimens vivants visait des fins commerciales; les corps avaient été exportés à des fins scientifiques. (Aucun rapport annuel n'avait été transmis par le Bénin pour 2003 ni 2006.)

Terme	Source	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	Total
corps	W	Importateur	2											2
		Exportateur												
vivants	C	Importateur									200	173		373
		Exportateur												
	R	Importateur	1123	217	931	582	280	196	559	150	121	131		9871
		Exportateur			139	600		760	870	187	130	247	2865	0
W	Importateur	508		195					500		400			1603
	Exportateur													

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

L'OG CITES du Bénin (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé que cette espèce était commercialisée illicitement depuis le Bénin vers le Cameroun à des fins médicinales.

Gestion : Les caméléons font partie des espèces "non considérées comme gibier" d'après l'Annexe IV de la loi n° 87-014 (1987), qui spécifie la nécessité de permis pour la chasse ou la capture de toutes les espèces, sauf pour la chasse traditionnelle (Bénin, 1987). Le Décret

n° 90-366 (1990) stipule qu'il faut un permis pour détenir des caméléons en captivité, et spécifie la documentation que doivent présenter les établissements d'élevage (Bénin, 1990).

Carpenter (2004) avait signalé que Bénin avait commencé à exporter des caméléons en 1992. Lors de visites dans des établissements d'élevage de reptiles béninois en 2002, Harwood (2003) en avait identifié trois qui produisaient des caméléons, et l'un d'eux au moins était capable de produire des *C. gracilis* élevés en captivité. D'après Ineich (2006), il existait au moins quatre établissements d'élevage détenant des *C. gracilis* ; un établissement en possédait 1 500 spécimens et un autre 900, dont 75 p. cent de femelles.

Harwood (2003) avait signalé la nécessité d'un permis payant et d'une autorisation de l'OG CITES pour la capture de spécimens sauvages visant à améliorer le stock de reproducteurs des fermes à caméléons. L'information concernant la capacité d'élevage des fermes servait de base à l'établissement des quotas (Harwood, 2003), compte tenu de ce que 20 p. cent des juvéniles étaient relâchés dans la nature après avoir été élevés en ranch, à la fin de chaque saison, et que le taux de mortalité des œufs et des juvéniles était d'environ 10 p. cent (Ineich, 2006). Cependant, Harwood (2003) avait fait remarquer que les bases des effectifs du stock fournies par les éleveurs étaient indéterminées, et soulignait que le système de quotas ne tenait pas suffisamment compte de la pyramide des âges de la population et des différences en termes d'efficacité de la reproduction des différentes classes d'âge.

En se fondant sur des visites à des installations d'élevage réalisées en 2004, Ineich (2006) avait exprimé son inquiétude concernant une utilisation erronée des codes de source, les exportations de reptiles sous un code de source "R" étant probablement un mélange de sources "F", "C", "R" et "W" ; il mettait aussi en question les bases du *ranching* au Bénin, en considérant que d'après de nombreux auteurs, le Bénin ne faisait pas partie de l'aire de répartition. Cet auteur soulignait aussi que l'exportation de reptiles soi-disant de source "F", mais en fait sauvages, était probable compte tenu des coûts élevés de la maintenance du stock de reproducteurs (Ineich, 2006).

CAMEROUN

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence de l'espèce au Cameroun avait été confirmée (UICN *et al.*, 1996 ; Klaver et Böhme, 1997 ; LeBreton, 1999 ; Foguekem *et al.*, 2009 ; Barej *et al.*, 2010 ; Tilbury, 2010 ; Uetz, 2013). La carte de l'aire de répartition de Tilbury (2010) indiquait sa présence dans tout le pays, sauf au sud-est, et la carte de Chirio et LeBreton (2007) indiquait son absence dans la partie sud du Cameroun et à l'extrême nord du pays. N. L. Gonwouo (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) décrivait sa répartition comme suit : "elle a été constatée sur la côte des environs de Kribi [sud-ouest du Cameroun], dans le sud, et s'étendait vers le nord, dans les zones de savane et sahélienne, où elle était communément observée dans les buissons et les arbres". M. LeBreton (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) a fait remarquer que cette espèce était absente des zones boisées du sud du Cameroun.

En 1998 et 2000, Herrmann *et al.* (2007) avaient observé *C. gracilis* au cours de relevés visuels et de piégeages dans les montagnes de Tchabal Mbabo, dans le centre du pays.

Tendances et état de la population : Chirio et LeBreton (2007) considéraient que *C. gracilis* était localement "commune". D'après N.L. Gonwouo (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) les populations des parties méridionales du pays, aux environs de 4°N, étaient "maigres", tandis qu'elles étaient jugées abondantes dans la savane de la région d'Adamawa (centre-nord du Cameroun).

Les populations étaient considérées en déclin dans certaines zones à fort impact humain (N.L. Gonwouo, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Menaces : La perte d'habitat constitue une menace particulièrement importante dans la zone de savane d'Adamawa, où se trouvent les principales populations (N.L. Gonwouo, *in litt.* à l'UNEP-WCMC,

2013). Chirio et LeBreton (2007) considéraient que les feux de savane constituaient une menace pour cette espèce.

M. LeBreton (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) a fait remarquer que cette espèce n'était pas ciblée par la collecte intensive pour le commerce d'animaux de compagnie, car les populations camerounaises étaient, comparativement, plus difficiles d'accès et à acheminer jusqu'aux marchés, par rapport à de nombreuses autres populations d'Afrique occidentale. Gonwouo (2002) avait interviewé des collecteurs de reptiles dans la région du mont Cameroun, et découvert que la mortalité des spécimens de *Chamaeleo* spp. capturés dans la nature était, typiquement, d'au moins 25 p. cent, et que la plupart de ces spécimens mouraient dans le mois suivant leur capture.

Commerce : Les rapports annuels CITES du Cameroun n'avaient toujours pas été reçus ni pour 2008, ni pour la période 2010-2012, et ce pays n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *C. gracilis*. Les exportations directes depuis le Cameroun sur 2002-2012 portaient toutes sur des spécimens sauvages, et elles étaient constituées de corps et spécimens commercialisés à des fins scientifiques et de spécimens vivants exportés à des fins commerciales (Tableau 3). Aucun commerce n'avait été notifié depuis 2006.

Aucune exportation indirecte de *C. gracilis* provenant du Cameroun n'avait été notifiée sur 2002-2012.

Tableau 3. Exportations directes de *Chamaeleo gracilis* depuis le Cameroun, 2002-2006. La totalité du commerce concernait des spécimens sauvages. (Le Cameroun n'avait pas transmis de rapport annuel pour 2008 ni pour 2010-2012 ; aucun commerce n'avait été notifié en 2005 ni sur 2007-2012.)

Terme	Finalité	Communiqué par	2002	2003	2004	2006	Total
corps	S	Importateur		115			115
		Exportateur					
vivants	T	Importateur				50	50
		Exportateur	30				30
spécimens	S	Importateur					
		Exportateur			2		2

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Gestion : *C. gracilis* est une espèce animale protégée "de Classe B" (c'est à dire risquant de devenir menacée et requérant des mesures de gestion spécifiques) au titre du décret n° 0648/MINFOF, de 2006 (Cameroun, 2006). La Section 78 de la loi n° 94/01 spécifie que la chasse et la capture d'espèces de Classe B requiert un permis (République du Cameroun, 1994). N.L. Gonwouo (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a fait remarquer qu'il n'existait, à part les permis de capture, aucune réglementation spécifique en matière de collecte pour le commerce d'animaux de compagnie.

C. gracilis avait été rencontrée dans la RF de Mbembe (Nsanyi, 2012) et le PN de Bouba Ndjidah (Diffo, 2001).

GHANA

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence de *C. [g.] gracilis* au Ghana a été confirmée (UICN *et al.*, 1996 ; Klaver et Böhme, 1997 ; Tilbury, 2010 ; Uetz, 2013). La carte de l'aire de répartition de Tilbury (2010) indiquait sa présence dans tout le pays. Toutefois, cette espèce n'avait pas été enregistrée lors des relevés visuels réalisés dans le PN de Kyabobo, à Togo Hills, ni en 2001 (visite de huit jours), ni en 2004 (neuf jours), ni en 2005 (vingt jours) (Leaché *et al.*, 2006). Elle était rencontrée dans les RF de Draw River, Boi-Tano et Krokosua Hills, dans le sud-ouest du Ghana (Ernst *et al.*, 2005).

Tendances et état de la population : Aucune information n'était disponible.

Menaces : Cette espèce était employée à des fins médicinales et cérémoniales dans certaines zones (Ernst *et al.*, 2005).

Commerce : Le Ghana avait transmis ses rapports annuels tous les ans sur 2002-2012, sauf en 2006, et avait publié des quotas d'exportation annuels pour 1 500 *C. gracilis* sauvages tous les ans à partir de

1997, sauf sur 2005-2007, où aucun quota n'avait été publié ; depuis 1999, le quota ne s'applique qu'aux spécimens vivants (Tableau 4). Aucun quota n'avait encore été publié pour 2013. Le commerce était resté en-deçà du quota pour toutes les années, d'après les données fournies aussi bien par les pays importateurs que par l'exportateur.

Tableau 4. Quotas d'exportation CITES concernant les *Chamaeleo gracilis* sauvages vivants depuis le Ghana et exportations directes globales, telles que signalées par les pays importateurs et par l'exportateur, 2002-2012. (Aucun rapport annuel n'avait été transmis par le Ghana pour 2006, 2011 ni 2012 ; aucun quota n'avait été publié pour 2005-2007 ni pour 2013.)

	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Quota	1500	1500	1500	-	-	-	1500	1500	1500	1500	1500
D'après les importateurs	659	527	343	576	234	826	597	565	779	754	
D'après les exportateurs	680	719	520	750		890		1070	1320	1160	673

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Les exportations directes de *C. gracilis* depuis le Ghana sur 2002-2012 étaient principalement constituées de spécimens sauvages vivants, exportés à des fins commerciales (Tableau 5). Les pays importateurs avaient signalé le commerce de spécimens de source "R" pendant de 2002 à 2004 et de 2009 à 2010, tandis que le Ghana n'avait notifié de telles exportations qu'en 2004. Les États-Unis étaient le principal pays importateur.

Tableau 5. Exportations directes de *Chamaeleo gracilis* depuis le Ghana, 2002-2012. L'ensemble du commerce avait porté sur des spécimens vivants. (Le Ghana n'avait pas transmis de rapport annuel pour 2006 ni 2011).

Source	Finalité	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	Total
W	B	Importateur	4										4	
		Exportateur												
	T	Importateur	655	527	343	576	234	826	597	565	779	754		5856
		Exportateur	680	719	520	750		890		1070	1320	1160	673	7782
R	T	Importateur	25	100	100						106	45	376	
		Exportateur	25										25	

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Les exportations indirectes de *C. gracilis* provenant du Ghana sur 2002-2012 étaient principalement constituées de spécimens sauvages vivants exportés à des fins commerciales.

Carpenter (2004) avait signalé que *C. gracilis* était la principale espèce de caméléon commercialisée depuis le Ghana entre 1978 et 2001, à hauteur de 59 p. cent des exportations de caméléons.

L'Union européenne avait suspendu le commerce de sauvages *C. gracilis* depuis le Ghana en 2009 ; cette suspension, conformément au Règlement de la Commission (CE) n° 578/2013, du 17 juin 2013, reste en vigueur.

Gestion : Cette espèce n'est pas inscrite sur les listes d'animaux protégés au titre des réglementations sur la Protection de la vie sauvage du Ghana, de 1971 (Ghana, 1971).

Les fermes d'élevage de reptiles ghanéennes, qui produisent surtout des spécimens élevés en ranch, affichent un bon niveau de contrôle d'après les Autorités CITES (Ineich, 2006).

GUINEE

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Sa présence en Guinée a été confirmée (UICN *et al.*, 1996 ; Klaver et Böhme, 1997 ; Tilbury, 2010 ; Böhme *et al.*, 2011 ; Uetz, 2013). La carte de l'aire de répartition de Tilbury (2010) indiquait sa présence dans le centre-sud et le sud-est du pays. L'OG CITES guinéen (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé que *C. gracilis* était surtout rencontrée dans la région de Haute-Guinée (nord-est de la Guinée).

Tendances et état de la population : L'OG CITES de Guinée (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé que l'abondance de cette espèce était liée à la distribution des différents écosystèmes et des régimes pluviaux annuels.

Menaces : Aucune information n'était disponible.

Commerce : La Guinée n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels CITES pour 2007, 2009, 2011 ni 2012, et ce pays n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *C. gracilis*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, les exportations directes de *C. gracilis* depuis la Guinée sur 2002-2012 étaient constituées de cinq corps et deux queues, tous de source sauvage, importés par l'Allemagne en 2011 à des fins commerciales, et notifiés par la seule Allemagne. Aucune exportation indirecte de *C. gracilis* provenant de la Guinée n'avait été notifiée sur 2002-2012.

Gestion : Aucune espèce de caméléon ne figure dans les Annexes d'espèces protégées par la loi guinéenne en matière de vie sauvage L/99/038/AN, de 1999 (Guinée, 1999) ; l'Article 61 spécifie que toute espèce ne figurant pas comme protégée peut être chassée conformément aux réglementations en matière de chasse, et l'Article 62 interdit tout échange commercial et toute possession de plus de cinq spécimens à un même endroit sans la licence correspondante (Guinée, 1999).

Togo

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Tilbury (2010) et UICN *et al.* (1996) avaient confirmé sa présence dans le pays. La carte de l'aire de répartition de Tilbury (2010) indiquait sa présence dans le sud du Togo. Cette espèce était considérée potentiellement présente dans tous les habitats de savane arborée ou arbustive du Togo (Harris, 2002), et Harwood (2003) avait fait remarquer que les habitats appropriés étaient "relativement prévalents" dans le pays. Cependant, en se fondant sur des relevés par transect réalisés en 1999-2000 pour cartographier les populations de *C. gracilis* au Togo, Harris (2002) avait signalé que la répartition de cette espèce était "relativement réduite" et fragmentée ; très peu d'observations avaient été réalisées en-dehors de certaines stations bien connues des chasseurs de caméléons.

Tendances et état de la population : Harris (2002) avait observé dix-huit spécimens de *C. gracilis* au cours de vingt-six relevés par transect nocturnes réalisés sur des sites chassés et non-chassés en 1999-2000. Cette espèce était moins abondante et affichait une aire de répartition plus réduite que *C. senegalensis* (Harris, 2002). Les villageois interviewés dans les zones étudiées avaient confirmé la rareté des observations de *C. gracilis*, et pensaient généralement que la fréquence des observations de cette espèce, ainsi que celle d'autres reptiles, avait décliné au cours des cinq dernières années (Harris, 2002).

Menaces : Les caméléons sont "profusément" utilisés et vendus à des fins traditionnelles, religieuses ou médicales au Togo, et des spécimens séchés sont communément rencontrés sur les marchés locaux (Harris, 2002). Cet auteur notait aussi que *C. gracilis* étant généralement difficile à observer de jour, cette espèce était surtout chassée de nuit, à l'aide de torches (Harris, 2002).

Commerce : Aucun rapport annuel n'avait encore été reçu depuis le Togo pour 2006 ni 2012. Ce pays avait publié des quotas d'exportation concernant les *C. gracilis* sauvages tous les ans à partir de 1997, et pour les spécimens de source "R" à partir de 1998 (Tableau 6). Le quota portant sur les spécimens sauvages semblait avoir été dépassé en 2002 et en 2003 d'après les données fournies aussi bien par les pays importateurs que par le Togo, ainsi qu'en 2007, d'après les données notifiées par le seul Togo ; les quotas concernant les spécimens de source "R" semblaient avoir été dépassés en 2002 d'après les données fournies par les seuls pays importateurs. Le Togo n'avait pas spécifié si ses rapports annuels pour 2002-2003 et 2007 avaient été établis compte tenu des permis délivrés ou du commerce réel. L'analyse des numéros de permis communiqués par les pays importateurs a révélé que les dépassements de quota apparents en 2002 et 2003 ne pouvait pas s'expliquer par le fait que le(s) permis d'exportation ai(en)t été délivré(s) l'année précédente.

Tableau 6. Quotas d'exportation CITES pour les *Chamaeleo gracilis* sauvages et de source "R" depuis le Togo, et exportations directes globales, telles que notifiées par les pays importateurs et l'exportateur, 2002-2013. (Le Togo n'avait pas transmis ses rapports annuels de 2006 ni de 2012 ; les données commerciales pour 2012-2013 n'étaient pas encore disponibles). (L'ensemble du commerce avait porté sur des spécimens vivants, sauf un corps notifié par un pays importateur en 2007.)

		Communiqué											
		2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Quota													
(sauvages)		500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500
Quota													
(source "R")		2500	2500	2500	2500	2500	2500	2500	2500	2500	2500	2500	2500
sauvages	Importateur	551	656	276	261	20	114	168		10			
	Exportateur	665	610	90	155		770	50			450		
source "R"	Importateur	2878	2179	1898	1611	1567	1342	1438	837	1550	2044		
	Exportateur	1185	450	1200	690		1025	1950	1091	2470	1620		

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Les exportations directes de *C. gracilis* depuis le Togo sur 2002-2012 étaient principalement constituées de spécimens vivants échangés à des fins commerciales, pour la plupart de source "R" (Tableau 7). Le commerce de *C. gracilis* sauvages avait décliné entre 2002 et 2010 ; le commerce notifié par le pays exportateur avait augmenté en 2011, mais aucun commerce de spécimens sauvages n'avait été notifié par les pays importateurs. Le commerce de *C. gracilis* de source "R" notifié par les pays importateurs avait décliné entre 2002 et 2009, mais augmenté depuis. Le principal pays importateur de spécimens, aussi bien de source "R" que sauvages, était les États-Unis.

Les exportations indirectes de *C. gracilis* provenant du Togo sur 2002-2012 étaient constituées de spécimens vivants échangés à des fins commerciales, pour la plupart de source "R", avec une faible proportion de sauvages.

Tableau 7. Exportations directes de *Chamaeleo gracilis* depuis le Togo, 2002-2011. Tous les échanges visaient des fins commerciales. (Le Togo n'avait pas transmis son rapport annuel pour 2006.)

Terme	Source	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total	
vivants	W	Importateur	551	656	276	261	20	114	168		10		2056	
		Exportateur	665	610	90	155		770	50			450	2790	
	R	Importateur	2878	2179	1898	1611	1567	1341	1438	837	1550	2044	17343	
		Exportateur	1185	450	1200	690		1025	1950	1091	2470	1620	11681	
	C	Importateur				30								30
		Exportateur												
	U	Importateur				98								98
		Exportateur												
	corps	R	Importateur						1					1
			Exportateur											

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

En 1999, les exportateurs togolais de reptiles achetaient des *C. gracilis* à des chasseurs locaux pour 1,2-2 FF (0,2-0,4 USD) et les revendaient à des négociants étrangers pour 40-50 FF (8-10 USD) ; la valeur moyenne des spécimens vendus en ligne était de 37 USD (Harris, 2002).

L'Union européenne avait suspendu le commerce de *C. gracilis* depuis le Togo en 1999 pour les spécimens de source "R", et en 2005 pour les spécimens sauvages ; depuis 2007, la suspension concernant les *C. gracilis* de source "R" ne s'applique qu'aux spécimens d'une longueur tête-tronc supérieure à 8 cm. Ces deux suspensions, conformément au Règlement de la Commission (CE) n° 578/2013 du 17 juin 2013, restent en vigueur.

Gestion : Les caméléons ne sont pas protégés par la législation togolaise (Togo, 1990 ; Togo, 2009). Carpenter *et al.* (2004) avaient fait remarquer que le Togo affichait la plus longue histoire de commercialisation internationale des caméléons de toute l'Afrique, et que c'était un producteur majeur de caméléons, à hauteur de 24 p. cent du volume mondial sur la période 1977-2001 (Carpenter *et al.*, 2004). Ces auteurs faisaient aussi remarquer que malgré l'augmentation des échanges commerciaux, aucune modification politique ou législative n'avait été entreprise pour soulager la pression croissante sur les populations sauvages (Carpenter *et al.*, 2004).

En se fondant sur des visites réalisées en 2002, Harwood (2003) avait déclaré que des caméléons étaient élevés dans plusieurs fermes du Togo. Les installations décrites pratiquaient surtout l'élevage en ranch ; dans l'une des installations, les femelles adultes et les juvéniles étaient tantôt directement exportés, tantôt relâchés dans la nature et collectés par la suite sur le site du lâcher en fonction des besoins d'exportation (Harwood, 2003).

Un système de quotas d'exportation avait été mis en œuvre en application des recommandations du CA, en se fondant sur l'ÉCI de *C. gracilis* en 1996 (Harris, 2002). La capacité de production estimée servait de base aux quotas d'exportation, mais les chiffres pouvaient être revus en cours d'année (Harwood, 2003). L'estimation de la capacité de production des systèmes de *ranching* togolais était jugée difficile, et il était noté que les quotas ne tenaient pas suffisamment compte de la pyramide des âges de la population ni de la régularité de la production (Harwood, 2003). Il avait été signalé que les tableaux de stock élaborés par les établissements d'élevage de reptiles "semblaient manquer d'exactitude", et noté que, dans la plupart des cas, les estimations du stock semblaient exagérément importantes (Harris, 2002).

D'après Harwood (2003), des permis payants pour la capture sauvage étaient délivrés annuellement en fonction des demandes des fermes d'élevage, et les quotas pouvaient être augmentés tout au long de l'année. Harris (2002) avait signalé une mortalité post-capture de jusqu'à 25 p. cent, le plus souvent par stress dû à la chaleur.

Lors de l'ÉCI de 1996, il avait été noté qu'il existait un manque d'information concernant l'état de la population au Togo, et que "les bases scientifiques pour l'établissement du quota requéraient des éclaircissements" (UICN *et al.*, 1996).

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Sa présence en Ouganda a été confirmée (Klaver et Böhme, 1997 ; Spawls *et al.*, 2002 ; Tilbury, 2010 ; Uetz, 2013). La carte de l'aire de répartition de Tilbury (2010) indiquait sa présence dans tout le pays, mais d'après celle de Spawls *et al.* (2002) cette espèce semblait absente de la moitié sud.

Tendances et état de la population : Aucune information concernant l'état de la population n'était disponible.

Menaces : Les feux pendant la saison sèche étaient considérés comme la principale menace de l'espèce (Département de la Chasse de l'Ouganda, *in litt.* au Secrétariat de la CITES, 1987, in UICN *et al.*, 1996).

Commerce : L'Ouganda n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels CITES pour les années 2010-2012, et n'avait publié aucun quota d'exportation CITES concernant *C. gracilis*. Les exportations directes de *C. gracilis* depuis l'Ouganda sur 2002-2012 étaient constituées de spécimens sauvages vivants échangés à des fins commerciales (Tableau 8). Une confiscation/saisie de soixante animaux avait aussi été notifiée par le Royaume Uni en 2002. Les principaux pays importateurs étaient le Japon et les États-Unis. Aucune exportation indirecte de *C. gracilis* provenant de l'Ouganda n'avait été notifiée sur 2002-2012.

Tableau 8. Exportations directes de *Chamaeleo gracilis* depuis l'Ouganda, 2002-2011. L'ensemble du commerce avait porté sur des spécimens vivants. (L'Ouganda n'avait pas transmis de rapport annuel sur la période 2010-2012 ; aucun commerce n'avait été notifié en 2005 ni en 2012.)

Source	Finalité	Communiqué par	2002	2003	2004	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total
W	T	Importateur	152	125	10	15			25	158	64	549
		Exportateur	45	461	44		35	26				611
I	-	Importateur	60									60
		Exportateur										

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Les quotas de capture de faune sauvage sur des terres privées à l'extérieur des zones protégées seraient établis par le Service ougandais de protection de la vie sauvage (UWA), lequel utilise l'information concernant l'état de la population comme base des quotas (Gagnon et Nuwe, 2008). D'après Gagnon et Nuwe (2008), les quotas d'exportation pour *C. gracilis* sur la période 2000-2006 avaient oscillé entre 0 et 230 spécimens (Tableau 9).

Tableau 9. Quotas d'exportation de *Chamaeleo gracilis* depuis l'Ouganda sur 2000-2006.

Année	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006 (septembre)
Nombre d'animaux	140	230	100	0	0	0	150

Source : Gagnon et Nuwe, 2008.

Gestion : *C. gracilis* ne figurait pas sur l'Agenda des espèces protégées au titre de la loi ougandaise sur la Protection et le contrôle du gibier de 1959 (remaniée en 2000) (Ouganda, 2000). Toutefois, la législation ougandaise en matière de Vie sauvage spécifie la nécessité de permis pour tous types d'usages concernant la vie sauvage, dont notamment des permis de classe A (chasse), B (élevage), C (*ranching*), D (commerce), E (éducatif ou scientifique) et F (extraction générale) (Ouganda, 1996). La capture d'animaux au sein de zones protégées est interdite en Ouganda (Autorité nationale de gestion de l'environnement, 2008).

Gagnon et Nuwe (2008) avaient signalé qu'un programme de droits d'usages sur la vie sauvage avait été établi en Ouganda en 2001, afin de promouvoir la protection hors des zones protégées tout en étoffant les moyens de subsistance des communautés à travers le commerce de vie sauvage. Toute capture, élevage ou exportation de faune sauvage fait l'objet d'un permis spécifiant l'espèce et le nombre de spécimens, ainsi que la finalité de la capture ou de la chasse (Gagnon et Nuwe, 2008). La vérification des permis de capture et de l'identité des titulaires, celle du nombre de spécimens collectés, ainsi que la supervision de la capture et le contrôle des documents *ad hoc*, sont du ressort des agents

locaux ; il avait néanmoins été fait remarquer les moyens disponibles étaient très limités (Autorité nationale de gestion de l'environnement, 2008), et des études dans le district de Wakiso avaient révélé que la mise en œuvre était insuffisante (Gagnon et Nuwe, 2008).

Gagnon et Nuwe (2008) avaient signalé que deux firmes commercialisaient activement des caméléons en Ouganda. Les firmes impliquées dans le piégeage de caméléons vivants sont tenues de parquer les spécimens dans des enclos agréés contrôlés par des Agents du district environnemental (Autorité nationale de gestion de l'environnement, 2008). Gagnon et Nuwe (2008), après avoir réalisé une étude sur les canaux de commercialisation des caméléons, avaient signalé que 30 p. cent des animaux piégés étaient en principe utilisés à des fins d'élevage, mais que seuls quelques animaux étaient disséminés dans les enclos, ce qui empêchait toute vérification du niveau de conformité.

Vonesh (1998, 2001) avait signalé que cette espèce était rencontrée dans les PN de Virungas et Garamba ; cependant, cet auteur n'avait pas constaté sa présence dans le PN de Kibale au cours des enquêtes réalisées sur dix-huit mois en 1995 et en 1996-1997.

D. Problèmes identifiés mais sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a)

Cette espèce serait commercialisée illicitement depuis le Bénin vers le Cameroun.

Une certaine inquiétude avait été soulevée concernant l'usage erroné des codes de source de la part de fermes à reptiles béninoises.

Les rapports annuels CITES n'avaient toujours pas été reçus depuis le Bénin pour 2003 ni 2006, le Ghana pour 2006, le Togo pour 2006, l'Ouganda pour 2010 ni 2011, le Cameroun pour 2008, 2010 ni 2011, ni depuis la Guinée pour 2007, 2009 ni 2011.

E. Bibliographie

- Akani, G. C., Ogbalu, O. K. and Luiselli, L. 2001. Life-history and ecological distribution of chameleons (Reptilia, Chamaeleonidae) from the rain forests of Nigeria: conservation implications. *Animal Biodiversity and Conservation*, 24 (2), p.1-15.
- Altherr, S. and Freyer, D. 2001. *Morbidity and mortality in private husbandry of reptiles*. West Sussex, UK: RSPCA and Pro Wildlife.
- Anderson, C. 2013. Chris Anderson (IUCN Chameleon Specialist Group), *in litt.* to UNEP-WCMC, 23/05/2013.
- Auriolles-Gamboa, D., Elorriaga-Verplancken, F. and Hernandez-Camacho, C. 2010. The current population status of Guadalupe fur seal (*Arctocephalus townsendi*) on the San Benito Islands, Mexico. *Marine Mammal Science*, 26 (2), p.402-408.
- Barej, M. F., Ineich, I., Gvozdik, V., Lhermitte-Vallarino, N., Gonwouo, N. L., Lebreton, M., Bott, U. and Schmitz, A. 2010. Insights into chameleons of the genus *Trioceros* (Squamata: Chamaeleonidae) in Cameroon, with the resurrection of *Chamaeleon serratus* Mertens, 1922. *Bonn zoological Bulletin*, 57 (2), p.211-229.
- Bartlett, R. D. and Bartlett, P. 2001. *Reptile keeper's guides. Jackson's and Veiled Chameleons: Facts and advice on care and breeding*. Hauppauge, USA: Barron's Educational Series.
- Bartlett, R. D. and Bartlett, P. P. 2005. *Chameleons: A complete pet owner's manual*. Hauppauge, NY: Barron's Educational Series.
- Benin. 1987. *LOI no 87-014 du 21 Septembre 1987 portant réglementation de la protection de la nature et de l'exercice de la chasse en République Populaire du Bénin*.
- Benin. 1990. *Decret n. 90-366 du 4 Décembre 1990: Portant modalités d'application de la Loi No. 87-014 du 21 Septembre 1987, sur la réglementation de la protection de la nature et de l'exercice de la chasse en République du Bénin*.
- Böhme, W., Rödel, M. O., Brede, C. and Wagner, P. 2011. The reptiles (Testudines, Squamata, Crocodylia) of the forested southeast of the Republic of Guinea (Guinée forestière), with a country-wide checklist. *Bonn zoological Bulletin*, 60 (1), p.35-61.

- Buffrenil, M. V. 1995. *Les élevages de reptiles du Benin, du Ghana et du Togo*. Geneva, Switzerland: CITES Secretariat.
- Cameroon. 2006. Arrêté No. 0648 / MINFOF du 18 décembre 2006 fixant la liste des animaux des classes de protection A, B, et C.
- Carpenter, A. I., Rowcliffe, J. M. and Watkinson, A. R. 2004. The dynamics of the global trade in chameleons. *Biological Conservation*, 120 (2), p.291–301.
- Chirio, L. 2009. Inventaire des reptiles de la région de la Réserve de Biosphère Transfrontalière du W (Niger/Bénin/Burkina Faso: Afrique de l'Ouest). *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, 29 (132), p.13–41.
- Chirio, L. and LeBreton, M. 2007. *Atlas des reptiles du Cameroun*. Paris, France: Publications Scientifiques du Muséum national d'Histoire naturelle, IRD Éditions.
- Diffo, J. le D. 2001. *Etude de la distribution du peuplement reptilien du Parc National de Bouba Ndjidah (Nord-Cameroun)*. Université de Yaoundé I.
- Djeukam, R. 2007. *The wildlife law as a tool for protecting threatened species in Cameroon*. Yaoundé, Cameroon: Ministry of Forestry and Wildlife (MINFOF).
- Engeman, R. M., Hansen, D. and Smith, H. T. 2005. *Chamaeleo gracilis* (Graceful Chameleon): Reproduction in Florida. *Herpetological Review*, 36 (4), p.445–446.
- Ernst, R., Agyei, A. C. and Rödel, M.-O. 2005. Herpetological assessment of Draw River, Boi-Tano, and Krokosua Hills. In: McCullough, J., Decher, J. and Kpelle, D. G. (eds.), *A biological assessment of the terrestrial ecosystems of the Draw River, Boi-Tano, Tano Nimiri and Krokosua Hills forest reserves, southwestern Ghana*. RAP Bulletin of Biological Assessment 36, Washington D.C., USA: Conservation International, p.44–49.
- Foguekem, D., Tchamba, M. N., LeBreton, M., Ngassam, P. and Loomis, M. 2009. Changes in elephant movement and home ranges in the Waza region, Cameroon. *Scientific Research and Essay*, 4 (12), p.1423–1431.
- Gagnon, S. and Nuwe, J. B. 2008. Wildlife trade policy and social dynamics in Uganda. In: *Research report on social dynamics and wildlife trade and lessons learned from review of national wildlife trade policy review processes*, Geneva, Switzerland: UNEP, CITES Secretariat, UNCTAD, IHEID.
- Ghana. 1971. *Wildlife Conservation Regulations, 1971. Arrangement of regulations (L.I. 685)*.
- Gonwouo, N. L. 2002. *Reptiles of Mount Cameroon with specific reference to species in intercontinental trade*. The University of Yaoundé I.
- Gonwouo, N. L. 2013. Nono LeGrand Gonwouo (Cameroon Herpetology - Conservation Biology Foundation), in litt. to UNEP-WCMC, 13/05/2013.
- Guinea. 1999. *Loi L/99/038/AN adoptant et promulguant le code de protection de la faune sauvage et réglementation de la chasse*.
- Harris, M. 2002. *Assessment of the status of seven reptile species in Togo*. Brussels, Belgium: Commission of the European Union.
- Harwood, J. 2003. *West African reptiles: species status and management guidelines for reptiles in international trade from Benin and Togo*. Cambridge, UK: UNEP-WCMC.
- Herrmann, H.-W., Schmitz, A. S., Herrmann, P. A. H. and Bohme, W. 2007. Amphibians and Reptiles of the Tchabal Mbabo Mountains, Adamaoua Plateau, Cameroon. *Bonner Zoologische Beiträge*, 55, p.27–35.
- Ineich, I. 2006. *Les élevages de reptiles et de scorpions au Benin, Togo et Ghana, plus particulièrement la gestion des quotas d'exportation et la définition des codes "source" des spécimens exportés*. Paris, France: Rapport d'étude réalisée pour le Secrétariat de la CITES.
- IUCN, TRAFFIC and WCMC. 1996. *Review of significant trade in animal species included in CITES Appendix II: detailed reviews of 24 species. Final report to the CITES Animals Committee*. Cambridge, UK: IUCN Species Survival Commission, TRAFFIC Network, World Conservation Monitoring Centre.
- Klaver, C. J. J. and Böhme, W. 1997. Chamaeleonidae. In: Wermuth, H. (ed.), *Das Tierreich, Part 112*, Berlin and New York: Verlag Walter de Gruyter & Co.
- Leaché, A. D., Rödel, M., Linkem, C. W., Diaz, R. E., Hillers, A. and Fujita, M. K. 2006. Biodiversity in a forest island: reptiles and amphibians of the West African Togo Hills. *Amphibian and Reptile Conservation*, 4 (1), p.22–45.

- LeBreton, M. 1999. *A working checklist of the herpetofauna of Cameroon. With localities for species occurring in southern Cameroon and a list of herpetofauna for the Dja Faunal Reserve*. Amsterdam, Netherlands: IUCN.
- LeBreton, M. 2013. *Matthew LeBreton*, pers. comm. to UNEP-WCMC, 04/06/2013.
- Malonza, P. K., Wasonga, V. D., Muchai, V., Rotich, D., Bwong, B. A. and Bauer, A. M. 2006. Diversity and biogeography of herpetofauna of the Tana River Primate National Reserve, Kenya. *Journal of East African Natural History*, 95 (2), p.95–109.
- National Environment Management Authority. 2008. *Building a foundation for sustainable wildlife trade in Uganda: a review of the national wildlife trade policies in support of the Convention on International Trade in Endangered Species of Fauna and Flora (CITES)*. Kampala, Uganda: Ministry of Water and Environment and Ministry of Tourism.
- Nsanyi, M. S. 2012. *Biodiversity assessment and conservation status of plants in the Mbembe Forest Reserve of Donga Mantung Division in the North West Region of Cameroon*. London, UK: Rufford Small Grants Foundation.
- Organe de Gestion CITES du Bénin, 2013. CITES Management Authority of Bénin *in litt.* to UNEP-WCMC, 18/06/2013.
- Organe de Gestion CITES du Guinée, 2013. CITES Management Authority of Guinea, pers. comm. to UNEP-WCMC, 14/05/2013.
- Razzetti, E. and Msuya, C. A. 2002. *Field guide to the amphibians and reptiles of Arusha National Park (Tanzania)*. Varese, Italy: Pubblinova Edizioni Negri and Istituto OIKOS.
- Rearick, M., Gurley, R. and Brough, C. 2013. Graceful Chameleon. *Animal-World*. [Online]. Available at: <http://animal-world.com/> [Accessed: 22 April 2013].
- Republique du Cameroun. 1994. Loi No 94-1 du 20 janvier 1994 portant régime des forêts de la faune et de la pêche. *Journal Officiel de la République du Cameroun*, 2 (January).
- Sinsin, B., Zannou, A., Djego, J., Djossa, B., Kpera, N. G. and Tchiboza, S. 2008. *Biology of the main specimens of the Convention on International Trade in Endangered Species (CITES) in Benin: the case of monitor lizards, tortoises, chameleons and scorpions*. Zagreb, Croatia: University of Abomey-Calavi and Ministry of the Environment and Nature Protection.
- Spawls, S., Howell, K., Drewes, R. and Ashe, J. 2002. *A field guide to the reptiles of east Africa*. New York, USA: Academic Press.
- Spawls, S. and Rotich, D. 1997. An annotated checklist of the lizards of Kenya. *Journal of East African Natural History*, 86, p.61–83.
- Tilbury, C. R. 2010. *Chameleons of Africa: An Atlas, including the chameleons of Europe, the Middle East and Asia*. Frankfurt am Main, Germany: Chimaira Buchhandels-gesellschaft mBH.
- Tilbury, C. R. 2013. Colin Tilbury (IUCN Chameleon Specialist Group), *in litt.* to UNEP-WCMC, 23/05/2013.
- Togo. 1990. *Décret No 90-178 du 7 novembre 1990 portant modalités d'exercice de la chasse au Togo*.
- Togo. 2009. *Loi No 2008-09 Portant Code Forestier*.
- Townsend, T. and Larson, A. 2002. Molecular phylogenetics and mitochondrial genomic evolution in the Chamaeleonidae (Reptilia, Squamata). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 23 (1), p.22–36.
- Uetz, P. 2013. *Chamaeleo gracilis* Hallowell, 1844. *The Reptile Database*. [Online]. Available at: <http://reptile-database.reptarium.cz/> [Accessed: 22 April 2013].
- Uganda. 1996. *The Uganda Wildlife Act. Chapter 200*.
- Uganda. 2000. *Game (Preservation and Control) Act 1959 (Ch 198), consolidated in 2000*.
- Uganda Game Department. 1987 *in litt.* to CITES Secretariat, 1987.
- Ullrich, K., Grell, O. and Boehme, W. 2010. Reptiles from southern Benin, West Africa, with the description of a new *Hemidactylus* (Gekkonidae), and a country-wide checklist. *Bonn zoological Bulletin*, 57 (1), p.31–54.
- Vonesh, J. R. 1998. *The amphibians and reptiles of Kibale forest, Uganda: Herpetofaunal survey and ecological study of the forest floor litter community*. University of Florida.
- Vonesh, J. R. 2001. Natural history and biogeography of the amphibians and reptiles of Kibale National Park, Uganda. *Contemporary Herpetology*, 2001 (4).
- Wagner, P., Köhler, J., Schmitz, A. and Böhm, W. 2008. The biogeographical assignment of a west Kenyan rain forest remnant: further evidence from analysis of its reptile fauna. *Journal of Biogeography*, 35 (8), p.1349–1361.

Chamaeleo gracilis

Chamaeleo senegalensis Daudin, 1802 : Bénin, Ghana, Guinée, Mali, Sénégal, Sierra Leone

Chamaeleonidae, Caméléon du Sénégal

Sélection pour l'Étude du Commerce Important

Lors de sa 25^{ème} réunion, le Comité pour les Animaux (CA) avait retenu *Chamaeleo senegalensis* (tous les États de l'aire de répartition) pour l'ÉCI en tant qu'espèce dont l'étude était prioritaire, conformément aux considérations exposées dans le document AC25 Doc. 9.6 (AC25, Compte-rendu résumé). L'analyse figurant à l'Annexe 2 du document AC25 Doc. 9.6 spécifiait que *C. senegalensis* satisfaisait au critère de fort volume commercial en 2008 et en 2009. Lors de la 26^{ème} réunion du CA, seules la réponse de la Guinée Bissau avait été reçue (AC26 Doc 12.3). Le Bénin, le Burkina Faso, le Cameroun, la Centrafrique, la Côte d'Ivoire, la Gambie, le Ghana, la Guinée, le Liberia, le Mali, la Mauritanie, le Nigéria, le Sénégal, le Sierra Leone et le Togo avaient donc été retenus pour cette étude (AC26, Compte-rendu résumé). Ultérieurement à la 26^{ème} réunion du CA, le Burkina Faso, le Cameroun, la Centrafrique, la Côte d'Ivoire, la Gambie, le Liberia, la Mauritanie, et le Nigéria, vu l'absence de trafic commercial au long des dix dernières années, ont été éliminés du processus avec l'accord du CA, après l'avoir consulté. Le Togo a aussi été éliminé du processus avec l'accord du CA, bien qu'un commerce depuis le pays ait été signalé.

A. Résumé

Vue d'ensemble des recommandations concernant *Chamaeleo senegalensis*.

Aperçu général		
État de l'aire de répartition	Catégorie provisoire	Résumé
		Espèce largement répandue, dont l'aire de répartition totale dépasse les deux millions de km ² . Elle est classée Moins préoccupante sur la Liste rouge de l'UICN, mais on ignore l'état de la population. Au moins "commune" localement.
Bénin	Peut-être préoccupante	Niveaux de commerce importants sur 2002-2011, portant principalement sur des spécimens de source "R". Un dépassement de quota possible avait été notifié en 2012 (source "R"). L'espèce est au moins "commune" localement, mais les bases sur lesquelles repose l'établissement des quotas sont indéterminées. Par conséquent, cette espèce est classée Peut-être préoccupante ; les problèmes sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a) restent entiers.
Ghana	Peut-être préoccupante	Niveaux de commerce relativement importants sur 2002-2012, portant principalement sur des spécimens sauvages. Quatre cas de dépassements de quota possibles avaient été notifiés en 2002, 2008, 2009 et 2011 (sauvages). L'état de la population et les bases de l'établissement d'ACNP sont indéterminés. Par conséquent, cette espèce est classée Peut-être préoccupante.
Guinée	Moins préoccupante	La commercialisation de 50 spécimens sauvages vivants avait été notifiée en 2004 et 2008. L'espèce étant largement répandue dans le pays et commune dans certaines zones, elle est classée Moins préoccupante.

Mali	Moins préoccupante	La commercialisation de 850 spécimens sauvages vivants en 2008 et celle de 100 autres en 2009 avait été notifiée, mais pas par les pays importateurs. L'espèce est rencontrée dans le sud du Mali, mais l'état de la population est inconnu. Compte tenu des faibles niveaux de commerce, l'espèce est classée Moins préoccupante.
Sénégal	Moins préoccupante	La commercialisation de 60 spécimens sauvages vivants avait été notifiée en 2008, mais pas par le pays importateur. L'espèce est rencontrée dans l'ouest du Sénégal mais l'état de la population est inconnu. Compte tenu des faibles niveaux de commerce, l'espèce est classée Moins préoccupante.
Sierra Leone	Moins préoccupante	Commerce limité à quatre spécimens sauvages vivants en 2004, mais non notifié par le pays importateur. L'état de la population est inconnu. Compte tenu des faibles niveaux de commerce, l'espèce est classée Moins préoccupante.

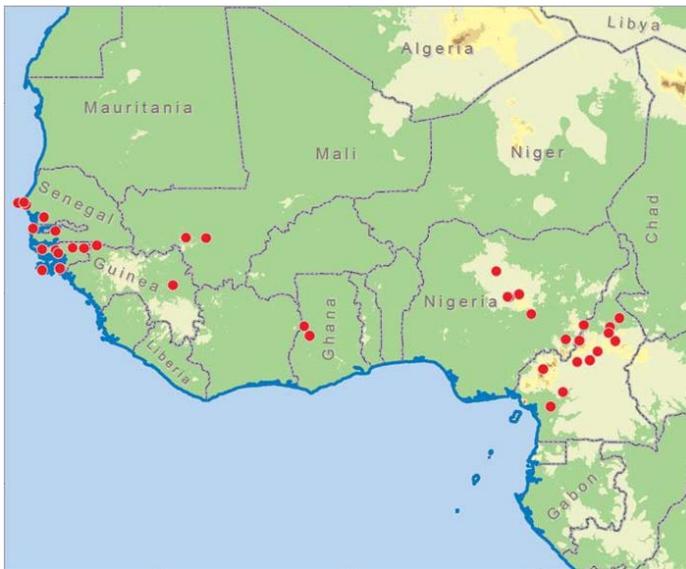
A. Aperçu de l'espèce

Remarque taxonomique : Le Référentiel standard CITES pour les caméléons (Tilbury, 2010) considérait que *C. senegalensis* et *C. laevigatus* étaient morphologiquement similaires et difficiles à distinguer l'une de l'autre. Bartlett et Bartlett (2001) avaient eux aussi signalé la forte ressemblance entre *C. gracilis* et *C. dilepis*.

Biologie : *C. senegalensis* est une espèce de caméléon d'Afrique occidentale largement répandue (Wilms *et al.*, 2013) et typiquement rencontrée dans les habitats de savane humide (Leaché *et al.*, 2006 ; Wilms *et al.*, 2013).

Cette espèce atteint la maturité sexuelle en captivité à l'âge d'environ six mois, et elle peut se reproduire plusieurs fois par an (Francis, 2008) ; la ponte peut atteindre jusqu'à 70 œufs, et l'incubation dure environ sept mois (Tilbury, 2010).

Répartition générale et état de conservation : L'aire de répartition totale de cette espèce, estimée à plus de deux millions de km² (Wilms *et al.*, 2013), couvre depuis le Sénégal et la Gambie, à l'ouest, jusqu'au Cameroun, à l'est (Klaver et Böhme, 1997 ; Leaché *et al.*, 2006 ; Francis, 2008 ; Wilms *et al.*, 2013) (voir Figure 4). Tilbury (2010) considérait que la Centrafrique était l'État le plus oriental de son aire de répartition.



C. senegalensis était décrite comme largement répandue (Tilbury, 2010), localement "commune" (Rödel et Agyei, 2002 ; Francis, 2008 ; Tilbury, 2010), et généralement non menacée (Tilbury, 2010). Cependant, C. Tilbury (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a fait remarquer que cette espèce "pourrait devenir localement rare en cas de collecte intensive".

C. senegalensis était une espèce classée Moins préoccupante sur la Liste rouge de l'UICN, en se fondant sur sa "vaste répartition et son abondance", avec la

Figure 4. Lieux d'observation de *Chamaeleo senegalensis*.
(Source : Tilburv. 2010.)

justification suivante : “bien que sa population puisse être très négativement affectée par l’exploitation, rien n’indique actuellement que le déclin de la population soit assez grave pour la qualifier en tant qu’espèce devant figurer dans une catégorie menacée” (Wilms *et al.*, 2013). Cependant, la taille et la tendance de la population étaient réputées “inconnues”, et il avait été fait remarquer la nécessité d’entreprendre des actions de suivi et de recherche pour garantir la prévention d’un déclin significatif de la population (Wilms *et al.*, 2013).

Menaces : *C. senegalensis* était collectée pour le commerce d’animaux de compagnie et à des fins de médecine traditionnelle, mais les impacts de la collecte étaient jugés assez mal connus (Wilms *et al.*, 2013). Tilbury (2010) ne considérait pas la collecte “intensive” pour le commerce d’animaux de compagnie comme une menace significative ; toutefois, Carpenter *et al.* (2004) avaient fait remarquer que vu l’importance des volumes annuels commercialisés, *C. senegalensis* “devrait constituer un sujet d’inquiétude pour les protecteurs de la nature, car l’information concernant la biologie de cette espèce et les impacts de la collecte fait défaut”. D’après C. Anderson (*in litt.* à l’UNEP-WCMC, 2013), cette espèce était “beaucoup trop exportée”.

Les feux de brousse et autres brûlis affectent de vastes zones agricoles, tuant ainsi de nombreux caméléons, et les adultes font l’objet d’une collecte intensive, ce qui pourrait potentiellement éradiquer certaines populations (C. Tilbury, *in litt.* à l’UNEP-WCMC, 2013).

Vue d’ensemble concernant le commerce et la gestion : *C. senegalensis* figure à l’Annexe II de la CITES depuis le 04/02/1977. Elle était très demandée sur le marché des animaux de compagnie : d’après une analyse des données sur le commerce au cours de la période 1977-2001 réalisée par Carpenter *et al.* (2004), *C. senegalensis* représentait un quart des exportations mondiales de caméléons. Cette espèce était communément disponible sous forme de spécimens capturés dans la nature (Bartlett et Bartlett, 2001 ; C. Anderson, *in litt.* à l’UNEP-WCMC, 2013). C. Anderson (*in litt.* à l’UNEP-WCMC, 2013) a signalé que le prix-type par animal aux États-Unis était inférieur à 20 USD, une valeur jugée faible et “peu susceptible d’améliorer une quelconque étape des processus d’exportation, d’importation ou du commerce en gros, favorable à l’état de santé des spécimens”. *C. senegalensis* subissait une forte mortalité au cours du transport et en captivité (Bartlett et Bartlett, 2001 ; Francis, 2008). D’après une évaluation de la morbidité et de la mortalité en captivité réalisée par Altherr et Freyer (2001), cette espèce était considérée inappropriée pour les élevages privés, car elle était “difficile à garder” ou affichait une “forte mortalité en captivité”, se révélait “difficile à élever”, et requérait des conditions environnementales difficiles à émuler.

C. senegalensis était protégée dans de nombreux parcs et réserves d’Afrique occidentale (Tilbury, 2010).

C. Étude pays par pays

BENIN

Distribution dans l’État de l’aire de répartition : Sa présence au Bénin a été confirmée (Chirio et LeBreton, 2007 ; Francis, 2008 ; Tilbury, 2010 ; Wilms *et al.*, 2013), et l’OG CITES du Bénin (*in litt.* à l’UNEP-WCMC, 2013) la considéraient largement répandue, et attestaient sa présence dans les départements d’Atlantique, d’Ouémé (sud du Bénin), de Mono (sud-ouest du Bénin), de Zou et de Collines (centre-sud du Bénin). La présence de cette espèce avait été constatée dans la partie béninoise de la Réserve de biosphère transfrontalière du W (qui couvre la région frontalière entre le Bénin, le Niger et le Burkina Faso) au cours d’enquêtes conduites entre mai 2006 et novembre 2007 (Chirio, 2009). Ullenbruch *et al.* (2010) avaient

recensé quatre spécimens ayant officiellement pour origine Didja (sud du Bénin) vendus sur un marché local en 2002.

Tendances et état de la population : L’OG CITES béninois (*in litt.* à l’UNEP-WCMC, 2013) considérait cette espèce commune, mais en déclin. Au cours d’interviews réalisées dans tout le Bénin, *C. senegalensis* avait été identifiée comme espèce locale par 6,6 p. cent des interviewés (Sinsin *et al.*, 2008). En se fondant sur des visites à des marchés, Ullenbruch *et al.* (2010) considéraient cette espèce “bien plus commune que *C. gracilis*”.

Menaces : *C. senegalensis* était collectée pour des marchés locaux et commercialisée à des fins médicinales traditionnelles ; cependant, ces transactions étant illicite, on ne disposait pas d’estimations concernant les volumes commerciaux en jeu (OG CITES du Bénin *in litt.* à l’UNEP-WCMC, 2013). Au cours de visites réalisées par Ullenbruch *et al.* (2010), *C. senegalensis* était “rencontrée sur tous les marchés dans le sud du Bénin”.

D’après Sinsin *et al.* (2008), les caméléons béninois (*C. gracilis*, *C. necasi* et *C. senegalensis*) étaient “fortement menacés”, et ces auteurs avertissaient que “si elle se maintenait aux niveaux actuels, la demande du marché d’exportation entraînerait l’extinction de ces espèces, car elles ne jouissent que d’une protection faible ou inefficace”. La reproduction en captivité était recommandée afin de réduire la pression sur les populations sauvages (Sinsin *et al.*, 2008).

Commerce : Le Bénin n’avait toujours pas transmis ses rapports annuels CITES pour 2003 ni 2006. Ce pays avait publié des quotas d’exportation pour *C. senegalensis* de source “R” tous les ans à partir de 1997, et pour les spécimens sauvages à partir de 2010 (Tableau 1). La commercialisation de spécimens sauvages et de source “R” était restée en-deçà du quota tous les ans d’après les données fournies aussi bien par les pays importateurs que par l’exportateur, sauf en 2012, où les quotas concernant les spécimens de source “R” avaient été dépassés d’après les données notifiées par le Bénin ; aucun commerce n’avait encore été notifié par les pays importateurs en 2012.

Tableau 1. Quotas d’exportation CITES concernant les *Chamaeleo senegalensis* de source “R” et sauvages depuis le Bénin, et exportations directes globales, telles que signalées par les pays importateurs et l’exportateur, sur 2002-2013. Aucun quota portant sur les spécimens sauvages n’avait été publié avant 2010. (Le Bénin n’avait pas transmis de rapport annuel pour 2003 ni 2006 ; les données sur le commerce pour 2013 n’étaient pas encore disponibles). (L’ensemble du commerce avait porté sur des spécimens vivants, sauf quatre corps notifié par un pays importateur en 2002 ; pour chaque année, les chiffres du commerce non soumis au quota sont en gris.)

Source	Communiqué par	Années											
		2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Quota (origine sauvage)										100	100	100	100
Quota (source “R”)		1050	1050	1050	800	1000	700	700	700	400	400	400	400
W	Importateur	2797		200		200			100	500			
	Exportateur				235		125	384	192	360	356		
R	Importateur	4493	5165	2101	3	2070	1	8	4	5	5		
	Exportateur	9278		4340	0		232	262	567	255	277	461	

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Les exportations directes de *C. senegalensis* depuis le Bénin sur 2002-2012 étaient principalement constituées de spécimens vivants, pour la plupart de source “R” (Tableau 2), échangés à des fins commerciales. Ce pays n’avait communiqué que la commercialisation de

spécimens de source "R", mais les pays importateurs avaient signalé, outre le commerce de spécimens de source "R", celui de spécimens sauvages et élevés en captivité. Une confiscation/saisie de 209 animaux vivants avait aussi été notifiée par le Royaume Uni en 2004. Les principaux pays importateurs étaient les États-Unis et le Ghana.

Les exportations indirectes de *C. senegalensis* provenant du Bénin sur 2002-2012 étaient principalement constituées de spécimens vivants échangés à des fins commerciales, pour la plupart de source "R", et d'une petite proportion de spécimens sauvages et élevés en captivité.

Tableau 2. Exportations directes de *Chamaeleo senegalensis* depuis le Bénin, 2002-2012. (Aucun rapport annuel n'avait été transmis par le Bénin pour 2003 ni 2006.)

Terme	Source	Finalité	Communiqué													Total
			par	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012		
corps	W	S	Importateur	4												4
			Exportateur													
vivants	W	T	Importateur	2793		200		200				100	500			3793
			Exportateur													
	R	T	Importateur	4493	5165	2101	2353	2070	1251	3848	1924	3605	3565			3037
			Exportateur	9278		4340	2230		2326	2620	5675	2550	2770	4610		
	C	T	Importateur									100		200		300
			Exportateur													
	I	-	Importateur			209										209
			Exportateur													

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

D'après Carpenter (2004), le Bénin avait commencé à exporter des caméléons en 1992. Une analyse des données commerciales sur la période 1977-2001 avait révélé que *C. senegalensis* était l'espèce de caméléon la plus exportée depuis le Bénin (Carpenter *et al.*, 2004).

En 2003, 98 spécimens de *C. senegalensis* accompagnés d'un Permis CITES délivré pour 50 spécimens de *C. gracilis* avaient été confisqués en transit depuis le Bénin vers les États-Unis (TRAFFIC, 2012). L'OG CITES du Bénin (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé que cette espèce était commercialisée illicitement vers le Cameroun, à des fins médicinales.

L'Union européenne avait suspendu la commercialisation de *C. senegalensis* depuis le Bénin en 2009 pour les spécimens de source "R", et en 2010 pour celle de spécimens sauvages ; depuis 2012, la suspension concernant les *C. senegalensis* de source "R" ne s'applique qu'aux spécimens d'une longueur tête-tronc supérieure à 6 cm. Conformément au Règlement de la Commission (CE) n° 578/2013 du 17 juin 2013, ces deux suspensions restent en vigueur.

Gestion : Les caméléons font parties des espèces "non considérées comme gibier" d'après l'Annexe IV de la loi n° 87-014 (1987), portant réglementation de la protection de la nature et de la chasse au Bénin (Bénin, 1987). Cette loi spécifie la nécessité d'un permis pour la chasse ou la capture de toutes les espèces, à l'exception des pratiques de chasse traditionnelle (Bénin, 1987). Le Décret n° 90-366 (1990) spécifie qu'il faut un permis pour détenir des caméléons en captivité, et donne des détails sur la documentation que doivent présenter les établissements d'élevage (Bénin, 1990).

D'après Ineich (2006), il existait au moins cinq établissements d'élevage détenant des *C. senegalensis* ; l'un détenait 1 500 spécimens, et un autre 1 350 spécimens, dont 75 p. cent de femelles. Il avait été signalé que la capture de spécimens sauvages afin d'améliorer le stock de reproducteurs dans les élevages de caméléons faisait l'objet d'un permis payant et d'une autorisation délivrée par l'OG CITES (Harwood, 2003). L'information sur la capacité d'élevage des installations servait à établir les quotas (Harwood, 2003), en tenant compte de

ce que 20 p. cent des juvéniles étaient relâchés dans la nature après avoir été élevés en ranch, à la fin de chaque saison, et que le taux de mortalité des œufs et des juvéniles était d'environ 10 p. cent (Ineich, 2006).

En se fondant sur des visites à des installations d'élevage réalisées en 2004, Ineich (2006) avait manifesté son inquiétude concernant une utilisation erronée des codes de source, les exportations de reptiles sous un code de source "R" étant probablement, d'après lui, un mélange de sources "F", "C", "R" et "W". Cet auteur soulignait aussi que l'exportation de reptiles soi-disant de source "F", mais en fait sauvages, était probable compte tenu des coûts élevés de la maintenance du stock de reproducteurs (Ineich, 2006).

GHANA

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence de cette espèce au Ghana a été confirmée (Chirio et LeBreton, 2007 ; Francis, 2008 ; Tilbury, 2010 ; Uetz, 2013 ; Wilms *et al.*, 2013 ;). Leaché *et al.* (2006) avaient constaté sa présence lors d'enquêtes réalisées dans le PN de Kyabobo (centre-est du Ghana) en 2001, 2004 et 2005, et Rödel et Agyei (2002) également lors d'enquêtes réalisées en 2001 dans la région de la Volta (Ghana oriental). Cependant, Ernst *et al.* (2005) ne l'avaient pas observée lors des enquêtes conduites dans les réserves forestières de Draw River, Boi-Tano et Krokosua Hills, dans le sud-ouest du Ghana.

Tendances et état de la population : Aucune information n'était disponible.

Menaces : *C. senegalensis* était considérée "sans doute menacée par les feux de brousse et la collecte à des fins médicinales locales" (Rödel et Agyei, 2002 ; Leaché *et al.*, 2006).

Commerce : Le Ghana avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2012, sauf en 2006, et avait publié des quotas d'exportation annuels pour 1 500 *C. senegalensis* sauvages tous les ans à partir de 1997, sauf pendant la période 2005-2007, où aucun quota n'avait été publié ; depuis 1999, le quota ne s'applique qu'aux spécimens vivants (Tableau 3). Aucun quota n'avait encore été publié pour 2013. Le quota semblait avoir été dépassé en 2002 d'après les données fournies par les seuls pays importateurs, et en 2011 d'après celles notifiées par le seul Ghana. Une analyse des permis d'exportations communiqués par les pays importateurs dans leurs rapports annuels de 2002 avait révélé que dix-huit des permis n'avaient été notifiés par le Ghana ni dans son rapport annuel de 2001, ni dans celui de 2002.

Tableau 3. Quotas d'exportation CITES concernant les *Chamaeleo senegalensis* sauvages vivants depuis le Ghana et exportations directes globales, telles que signalées par les pays importateurs et par l'exportateur, 2002-2012. (Aucun quota n'avait été publié pour 2005-2007 ni 2013. Le Ghana n'avait pas transmis de rapport annuel pour 2006). (Pour chaque année, les chiffres du commerce non soumis au quota sont en gris.)

	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Quota	1500	1500	1500	-	-	-	1500	1500	1500	1500	1500
D'après les importateurs	3346	1360	1199	744	1170	1791	1592	1203	1177	980	
D'après les exportateurs	1222	833	1113	2285		1180		1520	1397	1639	865

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Les exportations directes de *C. senegalensis* depuis le Ghana sur 2002-2012 étaient principalement constituées de spécimens sauvages vivants échangés à des fins commerciales (Tableau 4). Les pays importateurs avaient signalé la commercialisation de spécimens de source "R" pendant les périodes 2002-2005 et 2008-2010, alors que le Ghana n'avait notifié de commerce de spécimens de source "R" qu'en 2012. Plusieurs confiscations/saisies avaient été communiquées par les États-Unis et le Royaume Uni en 2004, 2008 et 2011. Le principal pays importateur de spécimens, aussi bien de source "R" que sauvages, était les États-Unis.

Les exportations indirectes de *C. senegalensis* provenant du Ghana sur 2002-2012 était principalement constituées de spécimens sauvages vivants échangés à des fins commerciales.

L'Union européenne avait suspendu la commercialisation de sauvages *C. senegalensis* depuis le Ghana en 2009 ; cette suspension, conformément au Règlement de la Commission (CE) n° 578/2013 du 17 juin 2013, reste en vigueur.

Tableau 4. Exportations directes de *Chamaeleo senegalensis* depuis le Ghana, 2002-2012. (Le Ghana n'avait pas transmis de rapport annuel pour 2006 ni 2011.)

Terme	Source	Finalité	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	Total		
vivants	W	T	Importateur	334	136	119		117	179	159	120	117			1456		
			Exportateur	6	0	9	744	0	1	2	3	7	980		2		
	R	T	Importateur	122		111	228		118		152	139	163		1205		
			Exportateur	2	833	3	5		0		0	7	9	865	4		
	I	T	Importateur	50	680	145	283			162	100	146			1566		
			Exportateur											100	100		
	-	-	-	Importateur			17				1					18	
				Exportateur													
				Importateur											95		95
				Exportateur													
corps	W	T	Importateur	5										5			
			Exportateur														
	S	S	Importateur														
			Exportateur											6	6		
	I	S	Importateur											6	6		
			Exportateur														
spécimens	W	S	Importateur				3								3		
			Exportateur														
	I	S	Importateur										7		7		
			Exportateur														

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Gestion : Cette espèce n'est pas inscrite sur les listes d'animaux protégés au titre des réglementations ghanéennes sur la Protection de la vie sauvage, de 1971 (Ghana, 1971).

Ineich (2006) considérait que les quotas d'exportation relativement faibles établis par le Ghana pour les espèces de reptiles dont l'état de la population était inconnu pouvaient stimuler les exportations illicites vers le Bénin et le Togo.

Les établissements d'élevages de reptiles ghanéens produisaient surtout des spécimens de source "R", et affichaient un bon niveau de contrôle d'après les Autorités CITES (Ineich, 2006).

GUINEE

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence de l'espèce en Guinée a été confirmée (Chirio et LeBreton, 2007 ; Francis, 2008 ; Tilbury, 2010 ; Böhme *et al.*, 2011 ; Uetz, 2013 ; Wilms *et al.*, 2013). Elle avait été enregistrée dans tout le pays : à Kindia (ouest de la Guinée), dans le Fouta Djallon et à Labé/Saala (Guinée centrale) (Böhme *et al.*, 2011), à Beyla (sud-est de la Guinée) (Chabanaud, 1921, in Böhme *et al.*, 2011) et à Koundara (nord-ouest de la Guinée) (Grandison, 1956, in Böhme *et al.*, 2011). Elle avait aussi été constatée dans la forêt du Pic de Fon, dans les montagnes de Simandou (sud-est de la Guinée), lors d'enquêtes réalisées en 2002 (McCullough, 2004).

Tendances et état de la population : *C. senegalensis* était considérée "commune dans la savane et les forêts humides du sud de la Guinée" (Tilbury, 2010). L'OG CITES de Guinée (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé que cette espèce était commune dans les

régions de Basse-Guinée (région littorale), de Moyenne-Guinée (Guinée centrale), de Haute-Guinée (Guinée orientale) et de Guinée forestière (sud-est de la Guinée).

Menaces : Aucune information concernant les menaces de cette espèce en Guinée n'était disponible.

Commerce : La Guinée n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels CITES pour 2007, 2009, 2011 ni 2012, et n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *C. senegalensis*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, les exportations directes depuis la Guinée sur 2002-2012 étaient constituées de spécimens sauvages vivants échangés à des fins commerciales ; les pays importateurs avaient notifié 50 spécimens en 2004, et la Guinée 50 spécimens en 2008. Aucune exportation indirecte de *C. senegalensis* provenant de Guinée n'avait été notifiée sur 2002-2012.

Gestion : Aucune espèce de caméléon ne figure dans les Annexes d'espèces protégées de la loi guinéenne en matière de vie sauvage L/99/038/AN, de 1999 (Guinée, 1999) ; l'Article 61 spécifie que les espèces non incluses sur les listes d'espèces protégées peuvent être chassées conformément à ce que prévoient les réglementations cynégétiques ; d'autre part, l'Article 62 interdit tout échange commercial et toute possession de plus de cinq spécimens à un même endroit sans la licence correspondante (Guinée, 1999).

MALI

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Sa présence au Mali a été confirmée par divers auteurs (Chirio et LeBreton, 2007 ; Francis, 2008 ; Uetz, 2013 ; Wilms *et al.*, 2013). La carte de l'aire de répartition de Tilbury (2010) indiquait sa présence dans le sud du Mali.

Tendances et état de la population : Aucune information n'était disponible.

Menaces : Aucune information n'était disponible.

Commerce : Le Mali avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2011, mais n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *C. senegalensis*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, les exportations directes depuis le Mali sur 2002-2012 étaient constituées de spécimens sauvages vivants exportés vers les États-Unis, en 2008 (850 spécimens), et vers la Chine, en 2009 (100 spécimens), tous à des fins commerciales. Le commerce avait été notifié par le seul Mali. Aucune exportation indirecte de *C. senegalensis* ayant ce pays pour origine n'avait été notifiée sur 2002-2012.

Gestion : *C. senegalensis* n'est pas protégée au titre de la loi n° 95-31 sur la Gestion de la vie sauvage et de l'habitat (République du Mali, 1995).

SENEGAL

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Sa présence au Sénégal a été confirmée (Chirio et LeBreton, 2007 ; Francis, 2008 ; Tilbury, 2010 ; Uetz, 2013 ; Wilms *et al.*, 2013 ;). La carte de l'aire de répartition de Tilbury (2010) indiquait sa présence dans l'ouest du pays.

Tendances et état de la population : Aucune information concernant les tendances et l'état de la population au Sénégal n'était disponible.

Menaces : Aucune information concernant les menaces au Sénégal n'était disponible.

Commerce : Le Sénégal n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels pour 2011 ni 2012, et ce pays n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *C. senegalensis*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, les exportations directes depuis le Sénégal sur 2002-2012, notifiées par le seul Sénégal, étaient constituées de soixante spécimens sauvages vivants exportés vers l'Espagne à des fins commerciales, en 2008.

Aucune exportation indirecte de *C. senegalensis* provenant du Sénégal n'avait été signalée sur 2002-2012.

Gestion : Aucune espèce de caméléon n'est inscrite sur la liste des espèces protégées au titre du Décret sénégalais n° 86-844 sur la Chasse et la protection des animaux (Sénégal, 1986).

SIERRA LEONE

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Sa présence au Sierra Leone a été confirmée par divers auteurs (Chirio et LeBreton, 2007 ; Francis, 2008 ; Uetz, 2013 ; Wilms *et al.*, 2013).

Tendances et état de la population : Aucune information n'était disponible.

Menaces : Aucune information n'était disponible.

Commerce : Le Sierra Leone avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2011, mais n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *C. senegalensis*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, les exportations directes depuis le Sierra Leone sur 2002-2012, notifiées par le seul Sierra Leone, étaient constituées de quatre spécimens sauvages vivants exportés vers les États-Unis à des fins commerciales, en 2004. Aucune exportation indirecte de *C. senegalensis* provenant du Sierra Leone n'avait été signalée sur 2002-2012.

Gestion : Aucune information n'était disponible.

D. Problèmes identifiés mais sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a) 15/05/2013

Cette espèce serait commercialisée illicitement depuis le Bénin vers le Cameroun.

Une inquiétude concernant l'usage erroné des codes de source au sein des fermes à reptiles béninoises avait été manifestée.

Les rapports annuels CITES du Bénin pour les années 2003 ou 2006, du Ghana pour 2006, de la Guinée pour 2007, 2009 et 2011, et du Sénégal pour 2011 n'avaient toujours pas été reçus.

E. Bibliographie

- Altherr, S. and Freyer, D. 2001. *Morbidity and mortality in private husbandry of reptiles*. West Sussex, UK: RSPCA and Pro Wildlife.
- Anderson, C. 2013. *Chris Anderson (IUCN Chameleon Specialist Group), in litt.* to UNEP-WCMC, 23/05/2013.
- Bartlett, R. D. and Bartlett, P. 2001. *Reptile keeper's guides. Jackson's and Veiled Chameleons: Facts and advice on care and breeding*. Hauppauge, USA: Barron's Educational Series.
- Benin. 1987. *LOI no 87-014 du 21 Septembre 1987 portant réglementation de la protection de la nature et de l'exercice de la chasse en République Populaire du Bénin*.
- Benin. 1990. *Decret n. 90-366 du 4 Décembre 1990: Portant modalités d'application de la Loi No. 87-014 du 21 Septembre 1987, sur la réglementation de la protection de la nature et de l'exercice de la chasse en République du Benin*.
- Böhme, W., Rödel, M.-O., Brede, C. and Wagner, P. 2011. The reptiles (Testudines, Squamata, Crocodylia) of the forested southeast of the Republic of Guinea (Guinée forestière), with a country-wide checklist. *Bonn zoological Bulletin*, 60 (1), p.35-61.
- Carpenter, A. I., Rowcliffe, J. M. and Watkinson, A. R. 2004. The dynamics of the global trade in chameleons. *Biological Conservation*, 120 (2), p.291-301.
- Chabanaud, P. 1921. Contribution à l'étude de la faune herpétologique de l'Afrique occidentale. *Bulletin du Comité d'études historiques et scientifiques de l'Afrique Occidentale Française*, p.489-497.

- Chirio, L. 2009. Inventaire des reptiles de la région de la Réserve de Biosphère Transfrontalière du W (Niger/Bénin/Burkina Faso: Afrique de l'Ouest). *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, 29 (132), p.13–41.
- Chirio, L. and LeBreton, M. 2007. *Atlas des reptiles du Cameroun*. Paris, France: Publications Scientifiques du Muséum national d'Histoire naturelle, IRD Éditions.
- Ernst, R., Agyei, A. C. and Rödel, M.-O. 2005. Herpetological assessment of Draw River, Boi-Tano, and Krokosua Hills. In: McCullough, J., Decher, J. and Kpelle, D. G. (eds.), *A biological assessment of the terrestrial ecosystems of the Draw River, Boi-Tano, Tano Nimiri and Krokosua Hills forest reserves, southwestern Ghana*. RAP Bulletin of Biological Assessment 36, Washington D.C., USA: Conservation International, p.44–49.
- Francis, K. 2008. The Senegal Chameleon, *Chamaeleo (Chamaeleo) senegalensis*. *Chameleons! Online E-Zine*. [Online]. Available at: <http://www.chameleonnews.com/08FebFrancis.html> [Accessed: 3 May 2013].
- Ghana. 1971. *Wildlife Conservation Regulations, 1971. Arrangement of regulations (L.I. 685)*.
- Grandison, A. C. G. 1956. On a collection of lizards from West Africa. *Bulletin de l'institut Français d'Afrique Noire*, 28, p.224–244.
- Guinea. 1999. *Loi L/99/038/AN adoptant et promulguant le code de protection de la faune sauvage et réglementation de la chasse*.
- Harris, M. 2002. *Assessment of the status of seven reptile species in Togo*. Brussels, Belgium: Commission of the European Union.
- Harwood, J. 2003. *West African reptiles: species status and management guidelines for reptiles in international trade from Benin and Togo*. Cambridge, UK: UNEP-WCMC.
- Ineich, I. 2006. *Les élevages de reptiles et de scorpions au Bénin, Togo et Ghana, plus particulièrement la gestion des quotas d'exportation et la définition des codes "source" des spécimens exportés*. Paris, France: Rapport d'étude réalisée pour le Secrétariat de la CITES.
- Klaver, C. J. J. and Böhme, W. 1997. Chamaeleonidae. In: Wermuth, H. (ed.), *Das Tierreich, Part 112*, Berlin and New York: Verlag Walter de Gruyter & Co.
- Leaché, A. D., Rödel, M., Linkem, C. W., Diaz, R. E., Hillers, A. and Fujita, M. K. 2006. Biodiversity in a forest island: reptiles and amphibians of the West African Togo Hills. *Amphibian and Reptile Conservation*, 4 (1), p.22–45.
- McCullough, J. 2004. *A Rapid Biological Assessment of the Forêt Classée du Pic de Fon, Simandou Range, south-eastern Republic of Guinea*. RAP Bulletin of Biological Assessment 35. Washington D.C., USA: Conservation International.
- Organe de Gestion CITES du Bénin. 2013. CITES Management Authority of Bénin *in litt.* to UNEP-WCMC, 18/06/2013.
- Organe de Gestion CITES de Guinée. 2013. CITES Management Authority of Guinea, pers. comm. to UNEP-WCMC, 14/05/2013.
- La République du Mali. 1995. Loi No 95-31/ fixant les conditions de gestion de la faune sauvage et de son habitat. *Journal Officiel de la République du Mali*, (Novembre), p.805–816.
- Rödel, M.-O. and Agyei, A. C. 2002. *Herpetological survey in the Volta region, eastern Ghana*. Würzburg and Accra: University of Würzburg and The Forestry Commission of Ghana.
- Senegal. 1986. *Code de la chasse et de la protection de la faune*.
- Sinsin, B., Zannou, A., Djego, J., Djossa, B., Kpera, N. G. and Tchibozo, S. 2008. *Biology of the main specimens of the Convention on International Trade in Endangered Species (CITES) in Benin: the case of monitor lizards, tortoises, chameleons and scorpions*. Zagreb, Croatia: University of Abomey-Calavi and Ministry of the Environment and Nature Protection.
- Tilbury, C. R. 2010. *Chameleons of Africa: An Atlas, including the chameleons of Europe, the Middle East and Asia*. Frankfurt am Main, Germany: Chimaira Buchhandels-gesellschaft mBH.
- Tilbury, C. R. 2013. Colin Tilbury (IUCN Chameleon Specialist Group), *in litt.* to UNEP-WCMC, 23/05/2013.
- TRAFFIC. 2012. *TRAFFIC Bulletin: Seizures and prosecutions March 1997-April 2012*. Cambridge, UK: TRAFFIC International.
- Uetz, P. 2013. *Chamaeleo senegalensis* Daudin, 1802. *The Reptile Database*. [Online]. Available at: <http://reptile-database.reptarium.cz/> [Accessed: 3 May 2013].

Chamaeleo senegalensis

- Ullrich, K., Grell, O. and Boehme, W. 2010. Reptiles from southern Benin, West Africa, with the description of a new *Hemidactylus* (Gekkonidae), and a country-wide checklist. *Bonn zoological Bulletin*, 57 (1), p.31-54.
- Wilms, T., Wagner, P., Penner, J., Rödel, M.-O., Luiselli, L., Segniagbeto, G., Niagate, B., Carpenter, A. and Trape, J. 2013. *Chamaeleo senegalensis*. IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. [Online]. Available at: www.iucnredlist.org [Accessed: 15 May 2013].

Kinyongia fischeri (Reichenow, 1887) : République unie de Tanzanie

Chamaeleonidae, Caméléon nain de Fischer

Sélection pour l'Étude du Commerce Important

Lors de sa 25^{ème} réunion en 2011, le Comité pour les Animaux (CA) avait retenu *Kinyongia fischeri* (tous les États de l'aire de répartition c'est-à-dire la seule République unie de Tanzanie [ci-après, "la Tanzanie"]) pour l'ÉCI en tant qu'espèce dont l'étude était prioritaire, conformément aux considérations exposées dans le document AC25 Doc. 9.6 (AC25, Compte-rendu résumé). L'analyse figurant à l'Annexe 2 du document AC25 Doc. 9.6 spécifie que *K. fischeri* (*sensu lato* c'est-à-dire en se fondant sur la taxonomie auparavant en vigueur) avait atteint un seuil élevé de volume commercial en 2008 et en 2009. Lors de la 26^{ème} réunion du CA en 2012, une réponse de la Tanzanie avait été reçue (AC26 Doc. 12.3), mais le pays a quand même été retenu pour étude (AC26, Compte-rendu résumé).

A. Résumé

Vue d'ensemble des recommandations concernant *Kinyongia fischeri*.

État de l'aire de répartition	Catégorie provisoire	Résumé
République unie de Tanzanie	Espèce dont il faut se préoccuper en urgence	Niveaux de commerce très importants sur 2002-2011, portant principalement sur des spécimens sauvages. Des dépassements de quota possibles avaient été signalés pendant la période 2002-2010. Cette espèce avait fait l'objet d'un changement taxonomique lors de la CdP 15, mais ni les niveaux de commerce, ni les limites de quota, ni la gestion ne semblent tenir compte de ce changement. <i>K. fischeri</i> (<i>sensu stricto</i>) est une espèce rare et endémique d'une zone strictement protégée de Tanzanie. Par conséquent, elle est classée Espèce dont il faut se préoccuper en urgence.

B. Aperçu de l'espèce

Remarque taxonomique : Cette espèce figurait auparavant sur les listes CITES comme *Chamaeleo fischeri* (Mertens, 1966), mais elle avait été transférée à *Bradypodion* par Klaver et Böhme (1986) – ces derniers auteurs considéraient également *B. uthmoelleri* comme une espèce à part. La CITES avait adopté le transfert de *C. fischeri* à *Bradypodion* en 1985 (CoP5, Com. 5.33 et Plen. 5.9 (Rev.)), mais les fondements de cette décision n'avaient pas été exposés. Broadley et Howell (1991) avaient élevé *Bradypodion tavetanum* au statut d'espèce, et la CITES avait retenu *B. tavetanum* et *B. uthmoelleri* comme espèces distinctes de *B. fischeri* en 1992 (CdP 8). Klaver et Böhme (1997) (Référentiel standard CITES pour les Chamaeleonidae adopté en 2000 à l'issue de la CdP 11) considéraient que *B. f. fischeri*, *B. f. excubitor*, *B. f. multituberculatum* et *B. f. uluguruense* étaient des sous-espèces, et que *matschiei* et *vosseleri* étaient des synonymes de *B. f. fischeri*. La reconnaissance de *C. (K.) excubitor* comme espèce à part avait été discutée lors de la CdP 13 (CoP13 Doc. 59.2) et, par la suite, lors de la réunion CA 22 (AC22 Doc. 23). En 2010, à l'issue de la CdP 15, trois nouveaux Référentiels standards importants avaient été adoptés : Tilbury *et al.* (2006) avait rattaché cette espèce au genre *Kinyongia* en se fondant sur des analyses moléculaire ; Tilbury *et al.* (2007) avaient corrigé l'orthographe des noms des taxons les plus importants ; et Mariaux *et al.* (2008) avaient séparé *excubitor*, *matschiei*, *multituberculata*, *uluguruensis* et *vosseleri* de *K. fischeri* en fonction de caractéristiques morphologiques ou moléculaires (CoP15 Doc. 35 (Rev. 3)).

Biologie : *Kinyongia fischeri* est un grand caméléon endémique de Tanzanie (Mariaux *et al.*, 2008). L'espèce est typiquement rencontrée en brousse défrichée, à proximité des lisières, et

à des altitudes de jusqu'à 1 500 m au-dessus du niveau de la mer, voire peut-être encore plus haut (Emmrich, 1994 ; Mariaux *et al.*, 2008). *K. fischeri sensu lato* produit des pontes de 18-27 œufs (Spawls *et al.*, 2002).

C. Étude du pays

REPUBLIQUE UNIE DE TANZANIE

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La répartition de *K. fischeri sensu stricto* se restreindrait aux montagnes de Nguru et Nguu, en Tanzanie orientale (Mariaux *et al.*, 2008 ; Menegon *et al.*, 2008 ; Tilbury, 2010) (Figure 5). L'ensemble du domaine forestier des montagnes Nguru et Nguu était estimé à environ 600 km² ; cependant, il a été fait remarquer que cette espèce "n'est connue que d'après un nombre relativement faible de spécimens" et que "la véritable étendue de sa répartition au sein de ces forêt n'est pas connue avec certitude" (Tilbury, 2010).



Figure 5. Lieux d'observation de *Kinyongia fischeri*. (Source : Tilbury, 2010.)

et al. (Menegon *et al.*, 2008) avaient fait remarquer que la perte et la dégradation de l'habitat constituaient des menaces-clés pour la faune reptilienne des montagnes du Nguru. Carpenter (2004) considérait la collecte comme une menace potentiellement importante pour les caméléons endémiques de Tanzanie, dont *K. fischeri sensu lato*.

Commerce : *K. fischeri sensu lato* figure à l'Annexe II de la CITES depuis le 04/02/1977 avec les autres *Chamaeleo* spp., y compris *excubitor*, *matschiei* (avec *vosseleri* comme synonyme), *multituberculata*, *tavetana*, *uluguruensis* et *uthmoelleri* en tant que sous-espèces. La Tanzanie avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2011, sauf pour 2007. Ce pays avait publié des quotas d'exportation pour les *K. fischeri* sauvages tous les ans à partir de 1997, et tous les ans pour les spécimens de sources "C" et "F" à partir de 1999 ; les quotas portant sur les spécimens sauvages en 2012 et 2013 et sur les spécimens élevés en captivité en 2010 ne s'appliquaient qu'aux animaux vivants (Tableau 1). Un quota de spécimens de source "R" avait aussi été publié en 1998 (seulement). Le quota portant sur les spécimens sauvages semblait avoir été dépassé pendant la période 2002-2009 d'après les données fournies par les pays importateurs ; d'après celles notifiées par la Tanzanie, il aurait été dépassé en 2002 et 2010.

Tendances et état de la population : Mariaux *et al.* (2008), qui avaient examiné neuf spécimens de musée (sept des montagnes de Nguru, et deux de Nguu), avaient fait remarquer que *K. fischeri sensu stricto* n'était "peut-être pas rare localement, mais (que) sa répartition (était) pour l'instant restreinte à quelques stations. Comme il existe encore des zones relativement vastes de forêts protégées et éloignées dans les montagnes de Nguru, sa répartition est probablement plus vaste que celle connue jusqu'à présent". Lutzmann (2008) faisait valoir que l'espèce n'était connue que d'après huit spécimens seulement. C. Tilbury (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) la décrivait comme rare.

Menaces : Spawls *et al.* (2002) considéraient la perte d'habitat comme la principale menace de *K. fischeri sensu lato*, et Menegon

La commercialisation de spécimens de sources "C" et "F" était restée en-deçà du quota tous les ans d'après les données fournies aussi bien par les pays importateurs que par l'exportateur. La Tanzanie a spécifié que tous ses rapports annuels soumis au cours de la période 2002-2011 reposaient sur le commerce réel.

Tableau 1. Quotas d'exportation CITES concernant *Kinyongia fischeri* depuis la Tanzanie et exportations directes globales, telles que signalées par les pays importateurs et l'exportateur, 2002-2013. L'ensemble du commerce avait porté sur des spécimens vivants, hormis 13 spécimens sauvages notifiés par les pays importateurs en 2009. (La Tanzanie n'avait transmis aucun rapport annuel pour 2007 ni 2012 ; les données sur le commerce pour 2012-2013 n'étaient pas encore disponibles). (Le commerce de termes non soumis au quota pour une année donnée est en grisé ; aucun commerce de spécimens élevés en captivité n'avait été signalé en 2010.)

Communiqué par		2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Quota (W)		3000	3000	3000	3000	3000	3000	3000	3000	3000	3000	3000♦	3000♦
Quota (F)		374	210	311	242	189	135	136	160	160■	160	180	10
W	Importateurs	3818	5195	4102	3427	4473	7354	5920	3638	2667	2366		
	Tanzanie	4543	2574	1896	2968	2819		2373	2715	3160	1681		
F	Importateurs	33	42	217	200	87	30	131	90	40			
	Tanzanie		46	10	120	52		86	30				

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Clé : ♦ = ne s'applique qu'aux spécimens vivants ; ■ = ne s'applique qu'aux spécimens vivants et élevés en captivité.

Les exportations directes de *K. fischeri* depuis la Tanzanie sur 2002-2012 étaient principalement constituées de spécimens vivants, pour la plupart sauvages, échangés à des fins commerciales (Tableau 2). Les pays importateurs avaient signalé davantage de spécimens sauvages que la Tanzanie pour la plupart des années. D'après les données fournies par les pays importateurs, la commercialisation de spécimens sauvages vivants avait atteint un maximum en 2007 et décliné par la suite ; celle de spécimens vivants de source "F" avait elle aussi diminué, mais à partir de 2009 seulement, et aucun commerce de spécimens de source "F" n'avait été signalé en 2011. Les États-Unis et le Royaume Uni avaient aussi notifié un petit nombre de saisies/confiscations. Le principal pays importateur de spécimens sauvages était les États-Unis, et le principal importateur de spécimens de source "F" était l'Allemagne.

Les exportations indirectes de *K. fischeri* provenant de Tanzanie sur 2002-2012 étaient principalement constituées de spécimens sauvages vivants échangés à des fins commerciales.

Tableau 2. Exportations directes de *Kinyongia fischeri* depuis la République unie de Tanzanie, 2002-2011. (La Tanzanie n'avait pas transmis de rapport annuel pour 2007 ni 2012 ; les données sur le commerce pour 2012 n'étaient pas encore disponibles.)

Terme	Source	Finalité	Communiqué										Total		
			par	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010		2011	
vivant	W	T	Importateur	3788	5195	4102	3402	4467	7349	5826	3625	2667	2356	42777	
			Exportateur	4543	2574	1896	2968	2819		2373	2715	3160	1681	24729	
		B	Importateur				15								15
			Exportateur												
		P	Importateur						5					10	15
			Exportateur												
	Q	Importateur	30			10	6		10					56	
		Exportateur													
	Z	Importateur								84				84	
		Exportateur													
	R	T	Importateur												
			Exportateur					30						30	
	C	T	Importateur	75										75	
			Exportateur												
		B	Importateur			14								14	
			Exportateur												
	F	T	Importateur	33	42	217	200	87	30	131	90	40		870	
			Exportateur		46	10	120	52		86	30			344	
I	T	Importateur	8								5	20	30	63	
		Exportateur													
	-	Importateur	4	8	1									13	
		Exportateur													
corps	I	T	Importateur	2									2		
		Exportateur													
spécimens	W	S	Importateur								13		13		
			Exportateur												

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

L'interprétation du commerce de *K. fischeri sensu stricto* est compliquée par les changements de statut taxonomique de cette espèce (voir Remarque taxonomique). D'après la base de données sur le commerce CITES, aucun commerce de *K. excubitor*, *K. matschiei*, *K. multituberculata*, *K. uluguruensis* ni *K. vosseleri* n'avait été signalé en 2011 (première année complète après l'admission par la CITES de ces taxons en tant qu'espèces à part). C. Tilbury (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a fait remarquer que l'essentiel du commerce notifié concernant *K. fischeri* était probablement constitué de *K. matschiei*, *K. vosseleri* et *K. multituberculata*, ces espèces étant rencontrées dans les zones les plus accessibles des montagnes Usambara. En se fondant sur de fréquentes visites aux installations des importateurs, des distributeurs et des éleveurs aux États-Unis, sur une étude des listes d'espèces utilisées par les vendeurs, et grâce à des contacts directs avec les exportateurs en Tanzanie, C. Anderson (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a déclaré que les exportations de *K. fischeri sensu stricto* depuis la Tanzanie sur 1998-2013 n'avaient porté que sur trois spécimens (deux mâles en 2009, et une femelle en 2010). Il estimait que plus de 95 p. cent du commerce notifié en tant que *K. fischeri* était en fait constitué de *K. multituberculata* provenant de l'est des montagnes Usambara, d'un petit nombre (probablement moins de 4 p. cent) de *K. matschiei*, et d'un très petit nombre (probablement moins de 1 p. cent) de *K. vosseleri* (C. Anderson, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Gestion : *K. fischeri* n'est pas protégée en Tanzanie ; cependant, cette espèce est couverte par ce que dispose la loi de Conservation de la vie sauvage (n° 5 de 2009), qui stipule que toute capture d'animal requiert un permis (République unie de Tanzanie, 2009). Tilbury (2010) avait signalé qu'une bonne partie de l'aire de répartition de cette espèce incluait des réserves forestières lui offrant une "protection nominale".

Kinyongia fischeri sensu lato avait été incluse pour l'ÉCI en 1999 (WCMC *et al.*, 1999). Lors de la 16^{ème} réunion du CA, une recommandation primaire avait été faite à la Tanzanie de fournir au Secrétariat des renseignements détaillés sur : i) la répartition et l'abondance de cette espèce ; ii) la justification ou les bases scientifiques pour l'établissement de l'ACNP ; et iii) les mécanismes garantissant le non-dépassement du quota annuel (Doc. AC.16.7.1). La réponse de la Tanzanie, actée lors de la 45^{ème} réunion du Comité permanent, stipulait que i) une bonne partie de l'aire de répartition de cette espèce se trouvait dans des zones protégées où la capture n'est pas autorisée ; et ii) que les quotas tenaient compte des observations concernant l'état de la population, de l'information obtenue des procès-verbaux de piégeage et des exportations, ainsi que de l'abondance dans les plantations (SC45 Doc.12). Le Secrétariat avait manifesté sa satisfaction de ce que des mesures permettant la mise en œuvre de l'Article IV pour les exportations aient été mises en place, ainsi que son engagement à aider l'OG tanzanien à améliorer le système actuel de suivi des activités de piégeage (SC45 Doc.12). Le Secrétariat s'était également montré satisfait de l'explication quant au système de contrôle du quota, et avait déclaré qu'aucune autre action n'était requise, vu que le quota d'exportation annuel était "gelé" au niveau de celui de 2001 [3 000 spécimens capturés dans la nature, et 332 F1] et que des études visant à assurer le suivi du statut de cette espèce étaient réalisées régulièrement (SC45 Doc.12).

D. Problèmes identifiés mais sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a)

Des amendements à la nomenclature de *K. fischeri* avaient été adoptés lors de la CdP 15 CITES. Pratiquement tout le commerce notifié semblait être constitué d'autres taxons auparavant considérés comme des sous-espèces ou des synonymes (principalement *K. multituberculata*, mais *K. matschiei* et *K. vosseleri* avaient aussi été signalées).

Le rapport CITES annuel de la Tanzanie pour 2007 n'avait toujours pas été reçu.

E. Bibliographie

- Anderson, C. 2013. Chris Anderson (IUCN Chameleon Specialist Group), *in litt.* to UNEP-WCMC, 23/05/2013.
- Broadley, D. G. and Howell, K. M. 1991. A checklist of reptiles of Tanzania, with synoptic keys. *Syntarsus*, p.369-430.
- Carpenter, A. I., Rowcliffe, J. M. and Watkinson, A. R. 2004. The dynamics of the global trade in chameleons. *Biological Conservation*, 120 (2), p.291-301.
- Emmrich, D. 1994. Herpetological results of some expeditions to the Nguru Mountains, Tanzania. *Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum in Berlin*, 70 (2), p.281-300.
- Klaver, C. and Böhme, W. 1986. Phylogeny and classification of the Chamaeleonidae (Sauria) with special reference to hemipenis morphology. *Bonner Zoologische Monographien*, 22, p.1-64.
- Klaver, C. J. J. and Böhme, W. 1997. Chamaeleonidae. In: Wermuth, H. (ed.), *Das Tierreich, Part 112*, Berlin and New York: Verlag Walter de Gruyter & Co.
- Lutzmann, N. 2008. Some important changes in the systematics of *Bradypodion* Fitzinger, 1843. *Chameleons! Online E-Zine*. [Online]. Available at: <http://www.chameleonnews.com/08FebLutzmann.html> [Accessed: 30 May 2013].
- Mariaux, J., Lutzmann, N. and Stipala, J. 2008. The two-horned chamaeleons of East Africa. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 152 (2), p.367-391.
- Menegon, M., Doggart, N. and Owen, N. 2008. The Nguru mountains of Tanzania, an outstanding hotspot of herpetofaunal diversity. *Acta Herpetologica*, 3 (2), p.107-127.
- Spawls, S., Howell, K., Drewes, R. and Ashe, J. 2002. *A field guide to the reptiles of east Africa*. New York, USA: Academic Press.
- Tilbury, C. R. 2010. *Chameleons of Africa: An Atlas, including the chameleons of Europe, the Middle East and Asia*. Frankfurt am Main, Germany: Chimaira Buchhandels-gesellschaft mBH.

Kinyongia fischeri

- Tilbury, C. R. 2013. Colin Tilbury (IUCN Chameleon Specialist Group), *in litt.* to UNEP-WCMC, 23/05/2013.
- Tilbury, C. R., Tolley, K. A. and Branch, W. R. 2006. A review of the systematics of the genus *Bradypodion* (Sauria: Chamaeleonidae), with the description of two new genera. *Zootaxa*, 1363, p.23–38.
- Tilbury, C. R., Tolley, K. A. and Branch, W. R. 2007. Corrections to species names recently placed in *Kinyongia* and *Nadzikambia* (Reptilia: Chamaeleonidae). *Zootaxa*, 1426, p.68.
- United Republic of Tanzania. 2009. *Wildlife Conservation Act (No. 5 of 2009)*.
- WCMC, IUCN/SSC and TRAFFIC. 1999. *Review of significant trade in animal species included in CITES Appendix II: Detailed reviews of 37 species*. Doc. AC 15, Cambridge, UK: World Conservation Monitoring Centre, IUCN Species Survival Commission and TRAFFIC Network.

Kinyongia tavetana (Steindachner, 1891) : République unie de Tanzanie

Chamaeleonidae, Caméléon nain de Matschie

Sélection pour l'Étude du Commerce Important

Lors de sa 25^{ème} réunion en 2011, le Comité pour les Animaux (CA) avait retenu *Kinyongia tavetana* (tous les États de l'aire de répartition) pour l'ÉCI en tant qu'espèce dont l'étude était prioritaire, conformément aux considérations exposées dans le document AC25 Doc. 9.6 (AC25, Compte-rendu résumé). L'analyse figurant à l'Annexe 2 du document AC25 Doc. 9.6 spécifiait que *K. tavetana* avait atteint un seuil élevé de volume commercial entre 2004 et 2008. À la 26^{ème} réunion du CA, en 2012, malgré la réponse de la République unie de Tanzanie (ci-après, "la Tanzanie") (AC26 Doc. 12.3), ce pays et le Kenya avaient tous deux été retenus pour étude (AC26, Compte-rendu résumé). Toutefois, ultérieurement à la 26^{ème} réunion du CA, le Kenya, vu de l'absence de trafic commercial au long des dix dernières années, a finalement été éliminé du processus avec l'accord du CA, après l'avoir consulté.

A. Résumé

Recommandations concernant *Kinyongia tavetana*.

État de l'aire de répartition	Catégorie provisoire	Résumé
République unie de Tanzanie	Peut-être préoccupante	Niveaux de commerce importants sur 2002-2011, portant principalement sur des spécimens sauvages. Un dépassement de quota possible avait été notifié en 2002 (sauvages). L'aire de répartition était restreinte au nord-est de la Tanzanie, où l'espèce est au moins "commune" localement. Les bases sur lesquelles repose l'établissement des quotas sont indéterminées. Par conséquent, cette espèce est classée Peut-être préoccupante.

B. Aperçu de l'espèce

Remarque taxonomique : Cette espèce, autrefois considérée comme une sous-espèce de *Chamaeleo fischeri* (Mertens, 1966), avait été transférée à *Bradypodion* par Klaver et Böhme (1986). Ce transfert de *C. fischeri* à *Bradypodion* avait été entériné par la CITES en 1985 (CoP5, Com. 5.33 et Plen. 5.9 (rev.)), mais les fondements de cette décision n'avaient pas été exposés. Broadley et Howell (1991) avaient élevé *Bradypodion tavetanum* au statut d'espèce, et la CITES s'était rallié à cet avis lors de la CdP 8 de 1992, ce qui fut ensuite confirmé par l'adoption par la CITES d'un Référentiel standard pour les Chamaeleonidae à l'issue de la CdP 11 (Klaver et Böhme, 1997). Lutzmann et Necas (2002) avaient subdivisé *B. tavetanum* en deux sous-espèces : *B. t. boehmei*, cantonnée aux collines de Taita, au Kenya, et *B. t. tavetanum*, présente dans les montagnes du Kilimanjaro et de Meru, en Tanzanie. En 2010, à l'issue de la CdP 15, deux nouveaux Référentiels standards avaient été adoptés : Tilbury *et al.* (2006) avaient assigné cette espèce au genre *Kinyongia* en se fondant sur des analyses moléculaires, et Mariaux *et al.* (2008) considéraient *K. boehmei* comme une espèce à part.

Biologie : *K. tavetana* est un caméléon de taille moyenne endémique du Kenya et de la Tanzanie (Spawls *et al.*, 2002). Cette espèce préfère les habitats montagneux forestiers, mais elle habite communément la végétation perturbée et les plantations (Lantermann, 2000 ; Mariaux *et al.*, 2008 ; Tilbury, 2010) à des altitudes de 800-2 200 m au-dessus du niveau de la

mer (Tilbury, 2010). La taille moyenne de ponte est de 11 œufs (Lutzmann et Necas, 2002), et Lutzmann (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé que cette espèce était capable de pondre toutes les 4 à 6 semaines.

C. Étude du pays

REPUBLIQUE UNIE DE TANZANIE

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : L'aire de répartition de cette espèce était jugée limitée à la Tanzanie et au Kenya (Spawls *et al.*, 2002 ; Tilbury, 2010) (Figure 6). C. Tilbury (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a fait remarquer qu'une population avait été repérée dans le PN de Tsavo, au Kenya, mais que son identité en tant que *K. tavetana* n'avait pas encore été confirmée génétiquement.

En Tanzanie, cette espèce était rencontrée dans le Kilimanjaro, à Meru et dans les montagnes de North Pare et South Pare, dans le nord-est du pays (Razzetti et Msuya, 2002 ; Mariaux *et al.*, 2008 ; Tilbury, 2010).



Figure 6. Lieux d'observation de *Kinyongia tavetana*. (Source : Tilbury, 2010.)

également tous les ans à partir de 1999 pour les spécimens de sources "C" et "F" ; les quotas portant sur les spécimens sauvages en 2012 et 2013 et sur les spécimens de source "F" en 2010 ne s'appliquaient qu'à des animaux vivants (Tableau 1). Un quota concernant les spécimens de source "R" avait aussi été publié, mais seulement en 1998. Le quota portant sur les spécimens sauvages semblait avoir été dépassé en 2002 d'après les données fournies aussi bien par les pays importateurs que par l'exportateur, et en 2003 d'après les données transmises par les seuls pays importateurs. La Tanzanie a spécifié que tous ses rapports annuels soumis sur 2002-2011 reposaient sur le commerce réel. L'analyse des permis a révélé que le dépassement de quota apparent en 2003 pouvait s'expliquer en totalité par l'existence de permis d'exportation délivrés l'année précédente. Le commerce de spécimens de sources "C" et "F" était resté en-deçà du quota tous les ans d'après les données fournies aussi bien par les pays importateurs que par l'exportateur.

Tendances et état de la population : Mariaux *et al.* (2008) la considéraient "commune" localement et probablement non-menacée, et N. Lutzmann (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) la considérait comme "non-menacée". C. Tilbury (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a fait remarquer qu'elle pourrait être "assez commune là où elle est rencontrée".

Menaces : La perte d'habitat était considérée comme une menace pour *K. tavetana* (Spawls *et al.*, 2002). C. Tilbury (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a déclaré que cette espèce pourrait faire l'objet d'une surcollecte.

Commerce : *K. tavetana* figure à l'Annexe II de la CITES depuis le 04/02/77 (en tant que *Bradypodion tavetanum*).

La Tanzanie avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2011, sauf en 2007. Ce pays avait publié des quotas d'exportation tous les ans à partir de 1997 pour les *K. tavetana* sauvages, et également tous les ans à partir de 1999 pour les spécimens de sources "C" et "F" ; les quotas portant sur les spécimens sauvages en 2012 et 2013 et sur les spécimens de source "F" en 2010 ne s'appliquaient qu'à des animaux vivants (Tableau 1). Un quota concernant les spécimens de source "R" avait aussi été publié, mais seulement en 1998. Le quota portant sur les spécimens sauvages semblait avoir été dépassé en 2002 d'après les données fournies aussi bien par les pays importateurs que par l'exportateur, et en 2003 d'après les données transmises par les seuls pays importateurs. La Tanzanie a spécifié que tous ses rapports annuels soumis sur 2002-2011 reposaient sur le commerce réel. L'analyse des permis a révélé que le dépassement de quota apparent en 2003 pouvait s'expliquer en totalité par l'existence de permis d'exportation délivrés l'année précédente. Le commerce de spécimens de sources "C" et "F" était resté en-deçà du quota tous les ans d'après les données fournies aussi bien par les pays importateurs que par l'exportateur.

Tableau 1. Quotas d'exportation CITES concernant *Kinyongia tavetana* depuis la République unie de Tanzanie et exportations directes globales, telles que signalées par les pays importateurs et par l'exportateur, 2002-2013. L'ensemble du commerce avait porté sur des animaux vivants, sauf 6 corps sauvages notifiés par la Tanzanie en 2002 et 2 spécimens sauvages notifiés par des pays importateurs en 2009. (La Tanzanie n'avait transmis aucun rapport annuel pour 2007 ni 2012 ; les données sur le commerce pour 2012-2013 n'étaient pas encore disponibles). (Aucun commerce de spécimens élevés en captivité n'avait été notifié en 2010.)

Source	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
		Quota (W)	3000	3000	3000	3000	3000	3000	3000	3000	3000	3000	3000
Quota (F)		109	170	100	108	83	87	110	106	95	106	95	90
Quota (C)										106♦			
W	Importateur	3436	3123	2762	2122	2247	2809	2612	2108	1761	1221		
	Exportateur	3541	1847	1485	2106	2482		1452	1682	1930	775		
F	Importateur	20	42	90	90	66	10	56		40			
	Exportateur		60		97	51		70	20				

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Clé : ♦ = ne s'applique qu'aux spécimens vivants

Les exportations directes de *K. tavetana* depuis la Tanzanie sur 2002-2012 étaient principalement constituées de spécimens vivants, pour la plupart sauvages, échangés à des fins commerciales (Tableau 2). Les pays importateurs avaient signalé davantage de spécimens sauvages que la Tanzanie pour la plupart des années. D'après les données fournies par les pays importateurs, le commerce de spécimens sauvages vivants avait décliné tout au long de cette décennie. Les principaux pays importateurs de spécimens vivants étaient les États-Unis et l'Allemagne. Un petit nombre de confiscations/saisies avait été notifié par les États-Unis et le Royaume Uni.

Les exportations indirectes de *K. tavetana* provenant de Tanzanie sur 2002-2012 étaient principalement constituées de spécimens sauvages vivants, échangés à des fins commerciales.

Tableau 2. Exportations directes de *Kinyongia tavetana* depuis la République unie de Tanzanie, 2002-2011. (La Tanzanie n'avait pas transmis de rapport annuel pour 2007 ni 2012 ; les données sur le commerce pour 2012 n'étaient pas encore disponibles.)

Terme	Source	Finalité	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total	
vivants	W	T	Importateur	3410	3123	2762	2112	2241	2809	2502	2106	1761	1201	2402	
			Exportateur								1452	1632	1840	775	7
	P		Importateur											20	1715
			Exportateur												
	Q		Importateur	26			10	6			10				52
			Exportateur												
	Z		Importateur								100				100
			Exportateur										90		90
	-		Importateur												
			Exportateur									50			
	C	T	Importateur							25					25
			Exportateur												
	B		Importateur			14									14
			Exportateur												
	F	T	Importateur	20	42	90	90	66	10	56			40		414
			Exportateur		60		97	51			70	20			
	I	T	Importateur										10	20	30
			Exportateur												
	-		Importateur	2	30										32
			Exportateur												
U	T	Importateur		338										338	
		Exportateur													
-	T	Importateur						4						4	
		Exportateur													
spécimens	W	S	Importateur									2		2	
			Exportateur												
corps	W	S	Importateur												
			Exportateur		6										6

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Gestion : *K. tavetana* n'est pas protégée en Tanzanie ; cependant, elle est couverte par ce que dispose la loi de Conservation de la vie sauvage (n° 5, de 2009), qui stipule que toute capture d'animal requiert un permis (République unie de Tanzanie, 2009). Cette espèce était protégée dans les PN du Kilimanjaro, de Meru et de Tsavo, dans les montagnes des RF de North Pare et South Pare (Tilbury, 2010), et dans le PN d'Arusha (Razzetti et Msuya, 2002).

D. Problèmes identifiés mais sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a)

La Tanzanie n'avait toujours pas transmis son rapport CITES annuel pour 2007.

E. Bibliographie

- Broadley, D. G. and Howell, K. M. 1991. A checklist of reptiles of Tanzania, with synoptic keys. *Syntarsus*, p.369-430.
- Carpenter, A. I., Rowcliffe, J. M. and Watkinson, A. R. 2004. The dynamics of the global trade in chameleons. *Biological Conservation*, 120 (2), p.291-301.
- Klaver, C. and Böhme, W. 1986. Phylogeny and classification of the Chamaeleonidae (Sauria) with special reference to hemipenis morphology. *Bonner Zoologische Monographien*, 22, p.1-64.

- Klaver, C. J. J. and Böhme, W. 1997. Chamaeleonidae. In: Wermuth, H. (ed.), *Das Tierreich, Part 112*, Berlin and New York: Verlag Walter de Gruyter & Co.
- Lantermann, W. 2000. Begegnungen mit Chamäleons in Ostafrika. *Elaphe*, 8, p.67–72.
- Lutzmann, N. 2013. Pers. comm. to UNEP-WCMC, 12/09/2013.
- Lutzmann, N. and Necas, P. 2002. Zum Status von *Bradypodion tavetanum* (Steindachner, 1891) aus den Taita Hills, Kenia, mit Beschreibung einer neuen Unterart (Reptilia: Sauria: Chamaeleonidae). *Salamandra*, 38 (1), p.5–14.
- Mariaux, J., Lutzmann, N. and Stipala, J. 2008. The two-horned chamaeleons of East Africa. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 152 (2), p.367–391.
- Mertens, R. 1966. *Liste des rezenten Amphibien und Reptilien: Chamaeleonidae*. Berlin, Germany: Walter de Gruyter & Co.
- Razzetti, E. and Msuya, C. A. 2002. *Field guide to the amphibians and reptiles of Arusha National Park (Tanzania)*. Varese, Italy: Pubblinova Edizioni Negri and Istituto OIKOS.
- Spawls, S., Howell, K., Drewes, R. and Ashe, J. 2002. *A field guide to the reptiles of east Africa*. New York, USA: Academic Press.
- Tilbury, C. R. 2010. *Chameleons of Africa: An Atlas, including the chameleons of Europe, the Middle East and Asia*. Frankfurt am Main, Germany: Chimaira Buchhandels-gesellschaft mBH.
- Tilbury, C. R. 2013. Colin Tilbury (IUCN Chameleon Specialist Group), *in litt.* to UNEP-WCMC, 23/05/2013.
- Tilbury, C. R., Tolley, K. A. and Branch, W. R. 2006. A review of the systematics of the genus *Bradypodion* (Sauria: Chamaeleonidae), with the description of two new genera. *Zootaxa*, 1363, p.23–38.
- United Republic of Tanzania. 2009. *Wildlife Conservation Act (No. 5 of 2009)*.

Trioceros melleri (Gray, 1865) : Mozambique

Chamaeleonidae, Caméléon de Meller

Sélection pour l'Étude du Commerce Important

Lors de sa 25^{ème} réunion, le Comité pour les Animaux (CA) avait retenu *Trioceros melleri* (tous les États de l'aire de répartition) pour l'ÉCI en tant qu'espèce dont l'étude était prioritaire, conformément aux considérations exposées dans le document AC25 Doc. 9.6 (AC25, Compte-rendu résumé). L'analyse figurant à l'Annexe 2 du document AC25 Doc. 9.6 spécifiait que *T. melleri* avait atteint un seuil élevé de volume commercial en 2008 et en 2009. Lors de la 26^{ème} réunion du CA, des réponses ayant été reçues depuis le Malawi et la Tanzanie (AC26 Doc. 12.3), seul le Mozambique a été retenu pour étude (AC26, Compte-rendu résumé).

A. Résumé

Vue d'ensemble des recommandations concernant *Trioceros melleri*.

État de l'aire de répartition	Catégorie provisoire	Résumé
Mozambique	Peut-être préoccupante	Niveaux de commerce modérés sur 2002-2011 concernant des spécimens sauvages. Un dépassement de quota possible avait été signalé en 2007. L'espèce est rencontrée dans le nord du Mozambique, où elle serait au moins "commune" localement. La collecte pour le commerce d'animaux de compagnie était considérée comme une menace, et les bases de l'établissement des quotas sont indéterminées. Par conséquent, cette espèce est classée Peut-être préoccupante ; les problèmes sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a) restent entiers.

B. Aperçu de l'espèce

Remarque taxonomique : Cette espèce avait été traitée comme *Chamaeleo (Trioceros) melleri* par la Nomenclature CITES Standard jusqu'à la CdP 16 (Klaver et Böhme, 1997). Un nouveau Référentiel standard avait été adopté lors de la CdP 16 (CoP16 Com. I. 8), élevant le sous-genre *Trioceros* au niveau du genre en se fondant sur des preuves morphologiques et génétiques (Tilbury et Tolley, 2009).

Biologie : *Trioceros melleri* est une espèce de caméléon de grande taille (Kalisch, 2002 ; Spawls *et al.*, 2002 ; Tolley et Burger, 2007 ; Tilbury, 2010 ;), la taille moyenne des adultes oscillant entre 46 et 61 cm (Kalisch, 2002). Cette espèce arboricole (Spawls *et al.*, 2002) affiche une préférence pour les savanes boisées (*miombo*), où elle est souvent rencontrée haut dans les frondaisons (Kalisch, 2002 ; Tilbury, 2010), mais elle habite aussi les zones urbaines où il y a abondance de manguiers (Tilbury, 2010). On la trouve à une altitude de jusqu'à 1 200-1 500 m (Spawls *et al.*, 2002).

T. melleri atteint la maturité sexuelle à l'âge d'environ deux ans (Le Berre, 2009). Au Malawi, la reproduction a lieu en décembre et la ponte en mars (Tilbury, 2010). Dans la nature, l'espèce ne pond qu'une fois par an (Le Berre, 2009) et la taille de ponte oscille entre 38 et 91 œufs (Spawls *et al.*, 2002), avec une moyenne de plus de 40 œufs (Kalisch, 2002). Löll (2010), qui avait signalé une taille maximale de ponte de 70 œufs, considérait que le taux de reproduction de *C. melleri* était "très élevé". L'incubation des œufs dure de 140 à 180 jours

(Kalisch, 2002). *C. melleri* était considérée comme l'une des espèces de caméléons affichant les plus grandes longévités, son espérance de vie maximale observée en captivité étant d'une douzaine d'années (Löll, 2010).

C. Étude du pays

MOZAMBIQUE

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Globalement, *T. melleri* est considérée "assez largement répandue" (Tilbury, 2010), et on la rencontre au Malawi, en Tanzanie et au Mozambique (Klaver et Böhme, 1997 ; Broadley et Howell, 2000 ; Spawls *et al.*, 2002 ; Tilbury, 2010) (voir Figure 7).



Figure 7. Lieux d'observation de *Trioceros melleri* (Source: Tilbury, 2010)

Cette espèce est rencontrée dans le nord du Mozambique (Klaver et Böhme, 1997 ; Broadley et Howell, 2000 ; Spawls *et al.*, 2002 ; Uetz, 2013), au nord du Zambèze et à l'est du Shire (Tilbury, 2010 ; C. Tilbury, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). D'après C. Tilbury (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) son aire de répartition au Mozambique était "probablement vaste", mais cet auteur faisait remarquer le peu d'information disponible concernant les stations étudiées à l'intérieur du pays. D'après Welch (1982), le Mozambique n'était pas un État de l'aire de répartition de cette espèce, dont la présence n'avait d'ailleurs pas été constatée au cours des relevés visuels herpétologiques réalisés dans la Réserve de chasse de Niassa, dans le nord de ce pays, en juillet-novembre 2003 (Branch *et al.*, 2005).

Tendances et état de la population : *T. melleri* était considérée commune dans les forêts côtières du nord-est du Mozambique (Pascal, 2011). Spawls *et al.* (2002) considéraient cette espèce comme "non-menacée". L'OG CITES du Mozambique (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) a déclaré qu'aucune étude concernant l'état de la population n'avait été réalisée faute de ressources.

Menaces : Sa taille inhabituellement grande rend *T. melleri* très demandée du commerce d'animaux de compagnie (Spawls *et al.*, 2002 ; Tilbury, 2010), et facilite sa collecte dans la nature (Tilbury, 2010). La collecte intensive pour le commerce d'animaux de compagnie est supposée avoir des répercussions négatives sur les populations locales (Tilbury, 2010). Cette espèce nécessiterait des efforts en matière de protection compte tenu de son aire de répartition, réduite, et il avait été affirmé que "tout niveau de commerce, même faible, (serait) susceptible d'augmenter le risque d'extinction si cela se traduit par un taux d'extraction élevé" (Carpenter *et al.*, 2004).

D'après une évaluation de la morbidité et de la mortalité en captivité réalisée par Altherr et Freyer (2001), *T. melleri* était considérée inappropriée pour les élevages privés de par sa grande taille, parce qu'elle était jugée "difficile à garder" et affichant "une forte mortalité en captivité", et parce qu'elle requérait des conditions environnementales difficiles à émuler. Kalisch (2002) avait fait remarquer que cette espèce avait besoin d'enclos de grande taille et

bien végétalisés, et que sa forte susceptibilité au stress faisait de son maintien en captivité un défi. D'après Löll (2010), les spécimens capturés dans la nature affichaient typiquement une forte charge parasitaire.

Commerce : *T. melleri* figure à l'Annexe II de la CITES depuis le 04/02/1977 (en tant que *Chamaeleo melleri*). Le Mozambique n'avait toujours pas transmis ses rapports CITES annuels pour 2011 et 2012. Ce pays avait publié des quotas d'exportation pour 1 000 *T. melleri* sauvages tous les ans sur 1997-2010 ; depuis 1999, le quota ne s'applique qu'aux spécimens vivants (Tableau 1). Le quota semblait avoir été dépassé en 2007 d'après les données notifiées par le Mozambique, mais cinq années sur dix ce pays avait communiqué des exportations inférieures de moitié au niveau du quota, et les chiffres notifiés par les importateurs étaient encore plus faibles. Le Mozambique n'avait pas spécifié si ses rapports annuels étaient établis compte tenu du commerce réel ou des permis délivrés.

Tableau 1. Quotas d'exportation CITES concernant des spécimens sauvages vivants de *Triceros melleri* depuis le Mozambique, et exportations directes globales, telles que communiquées par les pays importateurs et par l'exportateur, 2002-2010. (Le Mozambique n'avait publié aucun quota depuis 2010.)

	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
		Quota	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000
	Importateur	617	265	39	66	72	339	98	138	239
	Exportateur	786	950	238	250	200	1320	250	821	450

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Les exportations directes de *T. melleri* depuis le Mozambique sur 2002-2012 étaient principalement constituées de spécimens sauvages vivants échangés à des fins commerciales (Tableau 2). Une confiscation/saisie de 55 animaux avait aussi été notifiée par les États-Unis en 2009. Le Mozambique avait systématiquement informé d'un nombre de spécimens exportés plus important que ce qu'avaient notifié les pays importateurs. Le principal pays importateur était les États-Unis.

Les exportations indirectes de *T. melleri* provenant du Mozambique sur 2002-2012 étaient constituées d'un petit nombre de spécimens vivants, surtout sauvages, échangés à des fins commerciales en 2002 et 2011.

Tableau 2. Exportations directes de *Triceros melleri* depuis le Mozambique, 2002-2011. La totalité des échanges visaient des fins commerciales. (Le Mozambique n'avait toujours pas transmis ses rapports CITES annuels pour 2011 ni 2012 ; les données sur le commerce pour 2012 n'étaient pas encore disponibles.)

Terme	Source	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total	
corps	W	Importateur	3										3	
		Exportateur												
vivants	W	Importateur	617	265	39	66	72	339	98	138	239	342	2215	
		Exportateur	786	950	238	250	200	1320	250	821	450		5265	
	I	Importateur											55	55
		Exportateur												

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Gestion : Cette espèce ne faisait pas partie de la liste d'espèces protégées au titre du Décret n°12/2002, portant réglementation de la foresterie et en matière de vie sauvage (Mozambique, 2002).

D. Problèmes identifiés mais sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a)

Le rapport CITES annuel du Mozambique pour 2011 n'avait toujours pas été reçu.

Des manques de concordance notoires entre le commerce notifié par les pays importateurs et celui signalé par le Mozambique avaient été détectés.

E. Bibliographie

- Altherr, S. and Freyer, D. 2001. *Morbidity and mortality in private husbandry of reptiles*. West Sussex, UK: RSPCA and Pro Wildlife.
- Le Berre, F. 2009. *The chameleon handbook*. Hauppauge, NY: Barron's Educational Series.
- Branch, W. R., Rödel, M.-O. and Marais, J. 2005. Herpetological survey of the Niassa Game Reserve, northern Mozambique - Part I: Reptiles. *Salamandra*, 41 (4), p.195–214.
- Broadley, D. G. and Howell, K. M. 2000. Reptiles. In: Burgess, N. D. and Clarke, G. P. (eds.), *Coastal forests of Eastern Africa*, Cambridge, UK: IUCN, p.191–199.
- Carpenter, A. I., Rowcliffe, J. M. and Watkinson, A. R. 2004. The dynamics of the global trade in chameleons. *Biological Conservation*, 120 (2), p.291–301.
- Kalisch, K. 2002. *Chamaeleo (Trioceros) melleri*. *Chameleons! Online E-Zine*. [Online]. Available at: <http://www.chameleonnews.com/02NovKalischMelleri.html> [Accessed: 15 May 2013].
- Klaver, C. J. J. and Böhme, W. 1997. Chamaeleonidae. In: Wermuth, H. (ed.), *Das Tierreich, Part 112*, Berlin and New York: Verlag Walter de Gruyter & Co.
- Löll, W. 2010. *Chamaeleo melleri*. *Terralog News*, (93), p.3.
- Moçambique. 2002. Decreto No 12/2002. Regulamento da Lei de Florestas e Fauna Bravia. *Boletim da República*, I Série (22).
- Organe de Gestion CITES du Mozambique. 2013. CITES Management Authority of Mozambique pers comm. to UNEP-WCMC, 08/02/2013.
- Pascal, O. 2011. *Expeditions 2008-2009: The coastal forests of northern Mozambique*. Paris, France: Pro Natura International.
- Spawls, S., Howell, K., Drewes, R. and Ashe, J. 2002. *A field guide to the reptiles of east Africa*. New York, USA: Academic Press.
- Tilbury, C. R. 2010. *Chameleons of Africa: An Atlas, including the chameleons of Europe, the Middle East and Asia*. Frankfurt am Main, Germany: Chimaira Buchhandels-gesellschaft mBH.
- Tilbury, C. R. 2013. Colin Tilbury (IUCN Chameleon Specialist Group), *in litt.* to UNEP-WCMC, 23/05/2013.
- Tilbury, C. R. and Tolley, K. A. 2009. A re-appraisal of the systematics of the African genus *Chamaeleo* (Reptilia: Chamaeleonidae). *Zootaxa*, 2079, p.57–68.
- Tolley, K. and Burger, M. 2007. *Chameleons of Southern Africa*. Cape Town, South Africa: Struik Publishers.
- Uetz, P. 2013. *Trioceros melleri* (GRAY, 1865). *The Reptile Database*. [Online]. Available at: <http://reptile-database.reptarium.cz/species?genus=Trioceros&species=melleri> [Accessed: 2 May 2013].
- Welch, K. R. G. 1982. *Herpetology of Africa: a checklist and bibliography of the orders Amphisbaenia, Sauria, and Serpentes*. Malabar, Florida: Krieger Pub. Co.

Triceros quadricornis Tornier, 1899 : Cameroun, Nigéria

Chamaeleonidae, Caméléon à quatre cornes

Sélection pour l'Étude du Commerce Important

Lors de sa 25^{ème} réunion, le Comité pour les Animaux (CA) avait retenu *Triceros quadricornis* (tous les États de l'aire de répartition) pour l'ÉCI en tant qu'espèce dont l'étude était prioritaire, conformément aux considérations exposées dans le document AC25 Doc. 9.6 (AC25, Compte-rendu résumé). Lors de la 26^{ème} réunion du CA, aucune réponse n'ayant été reçue (AC26 Doc. 12.3), le Cameroun et le Nigéria avaient été retenus pour étude (AC26, Compte-rendu résumé).

A. Résumé

Vue d'ensemble des recommandations concernant *Triceros quadricornis*.

Aperçu général		
		Aire de répartition restreinte aux forêts pluvieuses des montagnes du Cameroun et du Nigéria, où elle est commune dans certaines zones.
État de l'aire de répartition	Catégorie provisoire	Résumé
Cameroun	Peut-être préoccupante	Niveaux de commerce modérés portant principalement sur des spécimens sauvages pendant la période 2002-2011. L'espèce est protégée au Cameroun, mais les bases de l'établissement d'ACNP sont indéterminées. La zone totale d'occupation, d'environ 250 km ² , se trouve dans le sud-ouest du Cameroun ; l'état de conservation de la population est défavorable. La capture à des fins d'exportation était considérée comme une menace. Par conséquent, cette espèce est classée Peut-être préoccupante.
Nigéria	Moins préoccupante	L'aire de répartition est cantonnée au plateau d'Obudu, dans le sud-est du Nigéria, mais aucun commerce international n'avait été notifié sur 2002-2011. Par conséquent, cette espèce est classée Moins préoccupante.

B. Aperçu de l'espèce

Remarque taxonomique : Cette espèce avait été traitée comme *Chamaeleo (Triceros) quadricornis* par la Nomenclature CITES standard jusqu'à la CdP 16 (Klaver et Böhme, 1997). Le nouveau Référentiel standard adopté lors de la CdP 16 (CoP16 Com. I. 8) avait élevé le sous-genre *Triceros* au niveau du genre en se fondant sur des preuves morphologiques et génétiques (Tilbury et Tolley, 2009).

Deux sous-espèces ont été identifiées, *T. [C.] q. quadricornis* et *T. [C.] q. gracilior* (Böhme et Klaver, 1981 ; Klaver et Böhme, 1997). N.L. Gonwouo (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a fait remarquer que ces deux sous-espèces étaient difficiles à distinguer, et que *T. q. gracilior* pouvait être commercialisée comme *T. q. quadricornis*, beaucoup plus commune dans le commerce d'animaux de compagnie. Par ailleurs, Barej *et al.* (2010) considéraient *T. q. eisentrauti* (auparavant *T. eisentrauti*) comme une sous-espèce supplémentaire, en se fondant sur des similitudes moléculaires et morphologiques.

D'après Klaver et Böhme (1992), *C. quadricornis* appartiendrait au groupement d'espèce de *C. cristatus*, aux côtés de *C. camerunensis*, *C. cristatus*, *C. eisentrauti*, *C. feae*, *C. montium*, *C. pfefferi* et *C. wiedersheimi*.

Biologie : *T. quadricornis* est un caméléon d'Afrique occidentale qui habite surtout les forêts primaires de montagne (Gonwouo *et al.*, 2006), mais l'espèce s'adapterait assez facilement aux habitats périurbains (Tilbury, 2010). Les spécimens matures atteignent une longueur de 25 à 35 cm (Dix, 1999). L'âge de maturité sexuelle est d'environ huit mois (Le Berre, 2009), voire jusqu'à un an (Schmidt *et al.*, 2009), et l'espèce réalise deux ou trois pontes de huit à quinze œufs par an, après une période de gestation de deux mois (Tilbury, 2010). L'incubation dure environ cinq mois (Tilbury, 2010).

Répartition générale et état de conservation : *T. quadricornis* occupe une aire de répartition restreinte aux hautes-terres du Cameroun et du Nigéria (Klaver et Böhme, 1997 ; C. Tilbury, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) (Figure 8). D'après Klaver et Böhme (1992), cette espèce "n'était rencontrée que dans des îlots boisés relictuels de forêts pluvieuses de montagne, et elle était confinée aux montagnes et piémonts du hinterland camerounais-nigérian".



Figure 8. Lieux d'observation de *Triceros quadricornis* (points rouges) et *T. q. gracilior* (points bleus). (Source : Tilbury, 2010.)

information concernant l'ampleur de la reproduction en captivité n'était disponible (WCMC *et al.*, 1999). D'après une évaluation de la morbidité et de la mortalité en captivité réalisée par Altherr et Freyer (2001), *T. quadricornis* était considérée inappropriée pour les élevages privés, parce qu'elle subissait une forte mortalité imputable au transport, souffrait de mauvaises conditions après ledit transport, et était jugée "difficile à garder", afficher une "forte mortalité en captivité", et requérir des conditions environnementales difficiles à émuler.

D'après C. Anderson (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), cette espèce est abondamment exportée depuis la Guinée équatoriale, or ce pays n'est pas un État de l'aire de répartition de cette espèce. L'absence de notification d'importations depuis les États de l'aire de répartition

Elle était considérée "menacée", mais raisonnablement tolérante aux intrusions humaines, et relativement commune dans certains villages (Tilbury, 2010).

Menaces : La perte d'habitat était considérée comme la principale menace (C. Tilbury, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), et cette espèce était aussi localement persécutée (Tilbury, 2010). Gonwouo *et al.* (2006), Chirio et LeBreton (2007) et Weiß (2009) considéraient que la capture à des fins d'exportation constituait une menace importante dans certaines zones. D'après Carpenter (2004), la répartition réduite de *T. quadricornis* la rendrait particulièrement vulnérable à la collecte.

Vue d'ensemble concernant le commerce et la gestion : Cette espèce est élevée en captivité aux États-Unis et en Europe, mais aucune

était considérée comme un indice potentiel de contrebande (C. Anderson, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

M. LeBreton (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) a souligné l'importance d'évaluer les impacts du commerce séparément pour chaque sous-espèce.

Les *T. quadricornis* en provenance du Cameroun avaient été retenues pour l'ÉCI en 1999, date où il avait été fait remarquer l'impact du commerce d'exportation ne pouvait pas être évalué avec certitude faute de données sur la population (WCMC *et al.*, 1999).

Cette espèce était considérée protégée sur une proportion relativement faible de son aire de répartition (Weiß, 2009 ; Tilbury 2010), mais *T. q. quadricornis* était jugée "bénéficiaire d'une protection relative" au sein de la RF du mont Koupé (Tilbury, 2010). C. Tilbury (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a fait remarquer que la plupart des zones protégées au sein de l'aire de répartition étaient de petite taille et mal gérées.

C. Étude pays par pays

CAMEROUN

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Sa présence avait été constatée dans le sud-ouest du Cameroun, dans les montagnes du Koupé-Manengouba (Perret, 1957 ; Klaver et Böhme, 1992 ; Hofer *et al.*, 2003 ; Barej *et al.*, 2010 ; Tilbury, 2010) et Bakossi (Hofer *et al.*, 2003 ; Tilbury, 2010), en forêt, entre 1 800 et 2 700 m au-dessus du niveau de la mer (Chirio et LeBreton, 2007).

Gartshore (1986) considérait que la répartition de *T. q. quadricornis* était limitée au mont Manengouba, mais N.L. Gonwouo (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé qu'elle était rencontrée sous forme de "population discontinue" dans les montagnes du Koupé-Manengouba, à Bakossi Hills, ainsi que dans le Sanctuaire de vie sauvage de Banyang-Mbo. Sa présence se restreindrait aux forêts-galeries de montagne, à la lisière entre forêts et prairies, à une altitude de 1 800 à 2 400 m au-dessus du niveau de la mer (Gonwouo *et al.*, 2006). La superficie totale où *T. q. quadricornis* était présente serait d'environ 1 400 km², et sa zone d'occupation de quelque 270 km² (LeBreton et Wild, 2003).

T. q. gracilior était rencontrée dans les montagnes de Lefo, Oku et Bamboutos, les hautes-terres de Bamenda et les collines de Mbulu (N.L. Gonwouo, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) en forêt non-perturbée, à 1 800-2 250 m au-dessus du niveau de la mer (Gonwouo *et al.*, 2006). D'après LeBreton et Wild (2003) cette sous-espèce était rencontrée dans des îlots boisés fortement fragmentés de son aire de répartition ; ces auteurs tablaient sur une aire de répartition de quelque 9 000 km² et une zone d'occupation totale d'environ 250 km².

Cette espèce n'était observée ni au mont Cameroun, ni au mont Mbam, ni au mont Tchabal Mbabo (Gonwouo *et al.*, 2006). Herrmann *et al.* (2007) n'avaient constaté sa présence ni en 1998, ni en 2000 lors d'enquêtes conduites dans les montagnes du Tchabal Mbabo, sur le plateau d'Adamaoua (centre-nord du Cameroun).

Tendances et état de la population : Cette espèce était réputée assez commune dans le village d'Oku (Chirio et LeBreton, 2007), mais Hofer *et al.* (2003) la considéraient "potentiellement menacée". D'après N.L. Gonwouo (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), *T. q. gracilior* était "commune sur certains sites".

Dans leurs évaluations (non publiées) pour la Liste rouge des caméléons camerounais, LeBreton et Wild (2003) avaient classé les deux sous-espèces comme Menacées compte tenu de leur répartition limitée et de la perte continue d'habitat.

Ces deux sous-espèces étaient jugées afficher un état de population en déclin (N.L. Gonwouo, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). D'après LeBreton et Wild (2003), la population de *C. q. quadricornis* du mont Koupé était "la seule stable" grâce à l'amélioration du contrôle sur la déforestation, mais ces auteurs faisaient remarquer que des preuves anecdotiques indiquaient un déclin de la population dans les zones où cette espèce était collectée pour le commerce d'animaux de compagnie.

Gonwouo *et al.* (2006) avaient averti que le "manque d'information concernant l'écologie et la répartition des caméléons dans les montagnes camerounaises constitu(ait) un obstacle majeur à une protection efficace des caméléons au Cameroun". Ces auteurs avaient dénombré quatre spécimens de *T. q. quadricornis* au mont Manengouba, et cinq de *T. q. gracilior* aux alentours du lac Oku, au cours de 28 relevés par transect linéaire (56 personnes-heure) réalisés dans les montagnes camerounaises entre mai 2003 et décembre 2005 ; ils en concluaient que l'espèce était rare dans les montagnes de ce pays (Gonwouo *et al.*, 2006).

Menaces : La perte d'habitat était considérée comme la principale menace de *T. quadricornis* (WCMC *et al.*, 1999 ; LeBreton et Wild, 2003 ; Tilbury, 2010 ; N.L. Gonwouo, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013 ; M. LeBreton, comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013), mais Gonwouo *et al.* (2006) avaient fait remarquer que *T. q. gracilior* semblait capable de survivre dans quelques parcelles isolées de son habitat. N.L. Gonwouo (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a fait remarquer que les principales populations de *T. q. gracilior* du mont Oku ne bénéficiaient que d'une faible protection, et qu'elles étaient en déclin rapide par suite de la perte d'habitat.

La capture à des fins d'exportation était considérée comme une menace significative dans certaines zones (LeBreton et Wild, 2003 ; Chirio et LeBreton, 2007), et Gonwouo *et al.* (2006) considéraient que la collecte intensive pour le commerce d'animaux de compagnie était non-durable. Les populations de *T. q. quadricornis* de la région du mont Manengouba auraient décliné par suite de la capture pour le commerce d'animaux de compagnie (LeBreton et Wild, 2003 ; Gonwouo *et al.*, 2006), et leur collecte était décrite comme "incontrôlée" et "illicite", alors que celle de *T. q. gracilior*, dont les populations sont plus éloignées des principaux centres urbains, était jugée moins intensive et plus "intermittente", (G.N. LeGrand, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Commerce : Le Cameroun n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels CITES pour 2008 ni sur 2010-2012. Ce pays avait publié un quota d'exportation de 400 *T. quadricornis* sauvages vivants en 2001 ; un quota était "en préparation" en 2000, mais il n'avait pas été publié. Aucun quota n'avait été publié depuis 2002. Les exportations directes de *T. quadricornis* depuis le Cameroun sur 2002-2012 étaient principalement constituées de spécimens sauvages vivants échangés à des fins commerciales (Tableau 1). Tandis que le Cameroun n'avait signalé aucun commerce de spécimens élevés en captivité, l'importation de trente spécimens vivants élevés en captivité avait été communiquée par les pays importateurs en 2007. Les principaux pays importateurs étaient l'Allemagne, les Pays-Bas et le Royaume Uni.

Le commerce indirect de *T. quadricornis* provenant du Cameroun sur 2002-2012 était constitué de spécimens vivants, sauvages et de source "R", exportés à des fins commerciales en 2003 et 2004.

Tableau 1. Exportations directes de *Triceros quadricornis* depuis le Cameroun, 2002-2011. (Le Cameroun n'avait transmis aucun rapport annuel pour 2008 ni sur 2010-2012 ; aucun commerce n'avait été notifié en 2004 ni en 2012.)

Terme	Source	Finalité	Communiqué par	2002	2003	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total
corps	W	S	Importateur		17								17

Terme	Source	Finalité	Communiqué par	2002	2003	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total
			Exportateur										
vivants	W	P	Importateur					20					20
			Exportateur										
		S	Importateur										
			Exportateur							50			50
		T	Importateur	86	141	712	390	863	660	475	402	3729	
			Exportateur		435	760	765		425				2385
		-	Importateur										
			Exportateur							140			140
	C	T	Importateur					30					30
			Exportateur										

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Gonwouo (2002) avait signalé que *T. quadricornis* était l'espèce de caméléon la plus fortement exportée depuis le Cameroun sur 1993-1999. D'après l'ÉCI de 1999, les exportations depuis le Cameroun avaient augmenté rapidement, mais elles étaient jugées "peu à même de constituer un problème" (WCMC *et al.*, 1999).

Gestion : *T. quadricornis* est une espèce animale totalement protégée de "Classe A" (espèces rares ou menacées) au titre du Décret n° 0648/MINFOF de 2006 (Cameroun, 2006). La Section 78 de la loi n° 94/01 stipule que la chasse de toute espèce de Classe A est rigoureusement interdite ; toutefois, ces espèces peuvent être capturées et gardées en captivité avec l'autorisation de l'autorité de ressort en matière de vie sauvage (République du Cameroun, 1994). L.N. Gonwouo (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé l'absence de réglementation spécifique en matière de collecte pour le commerce d'animaux de compagnie, et recommandé un renforcement de la protection de *T. q. quadricornis* (Gonwouo *et al.* 2006).

T. quadricornis était considérée relativement bien protégée dans la RF du mont Koupé (Tilbury, 2010). Toutefois, M. LeBreton (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) a fait remarquer qu'il n'y avait pas assez de plans de gestion et que les budgets pour protéger les populations situées à l'intérieur des zones protégées étaient insuffisants.

NIGERIA

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : D'après l'OG CITES du Nigéria (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) et E. Eniang (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), *T. quadricornis* est largement répandue dans le pays. Cependant, selon divers auteurs, la sous-espèce nigériane *T. q. gracilior* n'était rencontrée que dans le Plateau d'Obudu, dans le sud-est du Nigéria (Klaver et Böhme, 1992 ; Klaver et Böhme, 1997 ; LeBreton et Wild, 2003 ; Tilbury, 2010). E. Eniang (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), qui avait conduit des enquêtes dans l'État d'Akwa Ibom, dans le sud du pays, entre septembre 2012 et mars 2013, avait constaté sa présence dans la région. Cependant, elle n'avait pas été observée lors des enquêtes conduites par Akani *et al.* (2001) entre 1994 et 2001 dans les forêts du sud de ce pays.

Tendances et état de la population : L'état de la population était inconnu faute d'enquêtes (OG CITES du Nigéria, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013 ; E. Eniang, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). LeBreton et Wild (2003) avaient signalé que la présence de *T. q. gracilior* était limitée à quelques îlots boisés fortement fragmentés de son aire de répartition.

Menaces : La perte d'habitat était considérée comme la principale menace de cette espèce (LeBreton et Wild, 2003 ; OG CITES du Nigéria, et E. Eniang, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). E. Eniang (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a fait remarquer que cette espèce était persécutée dans de nombreuses zones à cause d'une croyance selon laquelle elle serait dangereuse, et

d'après l'OG CITES nigérian (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) la chasse non-durable pour la médecine traditionnelle constituait une menace supplémentaire.

Commerce : Le Nigéria n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels CITES pour 2005 ni 2010-2012, et n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *T. quadricornis*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, aucun commerce direct ou indirect de *T. quadricornis* provenant du Nigéria n'avait été signalé sur 2002-2012.

E. Eniang (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a fait remarquer que cette espèce était commercialisée sur les marchés locaux de nombreuses zones, principalement à des fins de médecine traditionnelle. Il avait aussi rapporté quelques preuves anecdotiques de tentatives, de la part de négociants togolais, d'acheter des caméléons vivants depuis le Nigéria en juillet 2012, quoique l'espèce n'avait pas été identifiée.

Gestion : Cette espèce est rencontrée dans les PN de Gashaka-Gumti, du Bassin du Tchad, de Kamuku, du lac Kainji, de l'Old Oyo (OG CITES du Nigéria, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), de Cross River et d'Okomu (E. Eniang, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). L'OG CITES du Nigéria (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) considérait que la législation nigériane en matière de PN offrait une protection suffisante aux *T. quadricornis* ; cependant, il a été fait remarquer que les ACNP concernant cette espèce dans les PN "n'avaient toujours pas été établis". E. Eniang (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé l'absence de réglementation concernant la collecte dans la nature et le commerce de cette espèce au Nigéria.

D. Problèmes identifiés mais sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a)

C. Tilbury (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a fait remarquer que *T. eisentrauti* (jusqu'à récemment considérée comme une sous-espèce, *T. q. eisentrauti*) pouvait être commercialisée comme *T. quadricornis*.

D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, cette espèce était signalée en grande quantité dans le commerce comme provenant de Guinée équatoriale, or ce pays n'est pas un État de l'aire de répartition, mais il est frontalier du Cameroun.

Les rapports annuels CITES n'avaient toujours pas été reçus depuis le Cameroun pour 2008, 2010 ni 2011, ni depuis le Nigéria pour 2005, 2010 ni 2011.

E. Bibliographie

- Akani, G. C., Ogbalu, O. K. and Luiselli, L. 2001. Life-history and ecological distribution of chameleons (Reptilia, Chamaeleonidae) from the rain forests of Nigeria: conservation implications. *Animal Biodiversity and Conservation*, 24 (2), p.1-15.
- Altherr, S. and Freyer, D. 2001. *Morbidity and mortality in private husbandry of reptiles*. West Sussex, UK: RSPCA and Pro Wildlife.
- Anderson, C. 2013. Chris Anderson (IUCN Chameleon Specialist Group), *in litt.* to UNEP-WCMC, 23/05/2013.
- Barej, M. F., Ineich, I., Gvozdik, V., Lhermitte-Vallarino, N., Gonwouo, N. L., Lebreton, M., Bott, U. and Schmitz, A. 2010. Insights into chameleons of the genus *Trioceros* (Squamata: Chamaeleonidae) in Cameroon, with the resurrection of *Chamaeleon serratus* Mertens, 1922. *Bonn zoological Bulletin*, 57 (2), p.211-229.
- Le Berre, F. 2009. *The chameleon handbook*. Hauppauge, NY: Barron's Educational Series.
- Böhme, W. and Klaver, C. J. J. 1981. Zur innerartlichen Gliederung un zur Artgeschichte von *Chamaeleo quadricornis* TORNIER, 1899 (Sauria: Chamaeleonidae). *Amphibia-Reptilia*, 3 (4), p.313-328.
- Cameroon. 2006. Arrêté No. 0648 / MINFOF du 18 décembre 2006 fixant la liste des animaux des classes de protection A, B, et C.

- Carpenter, A. I., Rowcliffe, J. M. and Watkinson, A. R. 2004. The dynamics of the global trade in chameleons. *Biological Conservation*, 120 (2), p.291–301.
- Chirio, L. and LeBreton, M. 2007. *Atlas des reptiles du Cameroun*. Paris, France: Publications Scientifiques du Muséum national d'Histoire naturelle, IRD Éditions.
- Dix, D. E. 1999. The four-horned chameleon (*Chamaeleo quadricornis*). *Reptiles*, 7 (2), p.32–43.
- Eniang, E. A. 2013. Edem A. Eniang (Biodiversity Preservation Center BPC), *in litt.* to UNEP-WCMC, 5/6/2013.
- Gartshore, M. E. 1986. The status of the montane herpetofauna of the Cameroon highlands. In: Stuart, S. N. (ed.), *The conservation of the montane forests of western Cameroon. Report of the ICBP Cameroon Montane Forest Survey, November 1983 - April 1984*, Cambridge, UK: International Council for Bird Preservation, p.204–241.
- Gonwouo, N. L. 2002. *Reptiles of Mount Cameroon with specific reference to species in intercontinental trade*. The University of Yaounde I.
- Gonwouo, N. L. 2013. Nono LeGrand Gonwouo (Cameroon Herpetology - Conservation Biology Foundation), *in litt.* to UNEP-WCMC, 13/05/2013.
- Gonwouo, N. L., LeBreton, M., Wild, C., Chirio, L., Ngassam, P. and Tchamba, M. N. 2006. Geographic and ecological distribution of the endemic montane chameleons along the Cameroon mountain range. *Salamandra*, 42 (4), p.213–230.
- Herrmann, H.-W., Schmitz, A. S., Herrmann, P. A. H. and Bohme, W. 2007. Amphibians and Reptiles of the Tchabal Mbabo Mountains, Adamaoua Plateau, Cameroon. *Bonner Zoologische Beiträge*, 55, p.27–35.
- Hofer, U., Baur, H. and Bersier, L.-F. 2003. Ecology of three sympatric species of the genus *Chamaeleo* in a tropical upland forest in Cameroon. *Journal of Herpetology*, 37 (1), p.203–207.
- Klaver, C. and Böhme, W. 1992. The species of the *Chamaeleo cristatus* group from Cameroon and adjacent countries, West Africa. *Bonner Zoologische Beiträge*, 43 (3), p.433–476.
- Klaver, C. J. J. and Böhme, W. 1997. Chamaeleonidae. In: Wermuth, H. (ed.), *Das Tierreich, Part 112*, Berlin and New York: Verlag Walter de Gruyter & Co.
- LeBreton, M. 2013. Matthew LeBreton, pers. comm. to UNEP-WCMC, 04/06/2013.
- LeBreton, M. and Wild, C. 2003. *Red List assessments of the endemic and near endemic chameleons of Cameroon*. Cambridge, UK: IUCN Species Survival Commission; African Reptile Specialist Group.
- Organe de Gestion CITES du Nigéria 2013. CITES Management Authority of Nigeria, *in litt.* to UNEP-WCMC, 14/03/2013.
- Perret, J.-L. 1957. Découverte de la femelle de *Chamaeleo quadricornis* Tornier, et note sur les Caméléons du Cameroun. *Revue Suisse de Zoologie*, 64 (4), p.79–89.
- Republique du Cameroun. 1994. Loi No 94-1 du 20 janvier 1994 portant régime des forêts de la faune et de la pêche. *Journal Officiel de la République du Cameroun*, 2 (January).
- Schmidt, W., Tamm, K. and Wallikewitz, E. 2009. *Chamäleons: Drachen unserer zeit*. Berlin, Germany: Natur und Tier Verlag.
- Tilbury, C. R. 2010. *Chameleons of Africa: An Atlas, including the chameleons of Europe, the Middle East and Asia*. Frankfurt am Main, Germany: Chimaira Buchhandels-gesellschaft mBH.
- Tilbury, C. R. 2013. Colin Tilbury (IUCN Chameleon Specialist Group), *in litt.* to UNEP-WCMC, 23/05/2013.
- Tilbury, C. R. and Tolley, K. A. 2009. A re-appraisal of the systematics of the African genus *Chamaeleo* (Reptilia: Chamaeleonidae). *Zootaxa*, 2079, p.57–68.
- WCMC, IUCN/SSC and TRAFFIC. 1999. *Review of significant trade in animal species included in CITES Appendix II: Detailed reviews of 37 species*. Doc. AC 15, Cambridge, UK: World Conservation Monitoring Centre, IUCN Species Survival Commission and TRAFFIC Network.
- Weiß, T. 2009. Vorstellung von *Chamaeleo quadricornis gracilior* BÖHME & KLAVER, 1981 und Beschreibung der Unterschiede zur Nominatform. *Chamaeleo*, 38, p.25–28.

Ptyas mucosus (Linnaeus, 1758) : Cambodge, République démocratique populaire Lao

Colubridae, Élaphe de l'Inde, Grand serpent ratier de l'Inde, Serpent ratier, Serpent ratier indien, Serpent ratier oriental.

Sélection pour l'Étude du Commerce Important

Lors de sa 25^{ème} réunion, le Comité pour les Animaux (CA) avait retenu *Ptyas mucosus* (tous les États de l'aire de répartition) pour l'ÉCI en tant qu'espèce dont l'étude était prioritaire, conformément aux considérations exposées dans le document AC25 Doc. 9.6 (AC25, Compte-rendu résumé). L'analyse figurant à l'Annexe 2 du document AC25 Doc. 9.6 spécifiait que *P. mucosus* satisfaisait au critère de fort volume commercial en 2008 et en 2009. Lors de la 26^{ème} réunion du CA, des réponses avaient été reçues depuis la République populaire de Chine (ci-après, "la Chine"), l'Indonésie, la Malaisie, le Myanmar et le Pakistan (AC26 Doc. 12.3). L'Afghanistan, le Bhoutan, le Cambodge, l'Inde, l'Iran, la République démocratique populaire Lao (ci-après, "RDP Lao"), le Népal, Singapour, le Sri Lanka, le Tadjikistan et le Viêt Nam avaient été conservés pour le processus (AC26, Compte-rendu résumé). Ultérieurement à la 26^{ème} réunion du CA, vu l'absence virtuelle de transactions commerciales au long des dix dernières années, l'Afghanistan, le Bhoutan, l'Inde, l'Iran, le Népal, Singapour, le Sri Lanka, le Tadjikistan et le Viêt Nam ont été éliminés du processus avec l'accord du CA, après l'avoir consulté.

A. Résumé

Vue d'ensemble des recommandations concernant *Ptyas mucosus*.

Aperçu général		
Cette espèce est largement répandue, mais on ignore l'état de la population. Un déclin de la population locale imputable à la collecte de peaux pour le commerce international a été signalé, mais d'une façon générale cette espèce est jugée assez tolérante à la collecte.		
État de l'aire de répartition	Catégorie provisoire	Résumé
Cambodge	Moins préoccupante	La commercialisation de 4 000 spécimens sauvages vivants avait été notifiée en 2003, mais pas par le pays importateur. L'espèce semble assez largement répandue, mais l'état de la population est inconnu. Vu l'absence de commerce depuis 2003, l'espèce est classée Moins préoccupante ; les problèmes sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a) restent entiers.
République démocratique populaire Lao	Peut-être préoccupante	Niveaux de commerce modérés sur 2005-2011 portant principalement sur des spécimens vivants de source "R" ou en captivité. L'espèce est rencontrée dans le centre et le sud du pays, mais l'état de la population est inconnu. Les bases de l'établissement d'ACNP sont indéterminées. Par conséquent, cette espèce est classée Peut-être préoccupante.

B. Aperçu de l'espèce

Remarque taxonomique : Aucun Référentiel standard CITES n'avait été adopté pour les Colubridae. Auliya (2010) avait noté que conformément au Code international de

nomenclature zoologique, le nom correct devrait être *P. mucosa*, mais d'après la recommandation de l'Atelier CITES sur le commerce de serpents asiatiques, de 2011, "*Ptyas mucosus* devrait probablement être retenu de préférence à *Ptyas mucosa*, à moins qu'il n'existe des raisons techniques impératives" (AC25 Doc.22 (Rev.1) Annexe 1).

Biologie : *P. mucosus* est un serpent diurne non-venimeux (Breen, 1974 ; TRAFFIC, 2008) d'une longueur moyenne de 2-2,5 m, bien que des spécimens de jusqu'à 4 m aient été observés (Auliya, 2010). L'espèce est rencontrée dans divers habitats (Cox *et al.*, 1998), dont les zones dégagées adjacentes aux forêts, les terres agricoles (Auliya, 2010), les zones habitées par des hommes (Whitaker, 1978), ainsi que dans les parcs et les jardins (Das, 2010).

P. mucosus atteint en principe la maturité sexuelle à l'âge d'environ trois ans (Daniel, 1983), mais d'après des données fournies par des négociants en serpents indonésiens, les femelles pouvaient atteindre la maturité dès l'âge de neuf mois (Auliya, 2010). La taille de ponte typique est de 6 à 18 œufs (Cox *et al.*, 1998), et l'incubation dure de 60 à 95 jours (Das, 2010). La période de la saison de reproduction est variable à travers toute l'aire de répartition (Daniel, 1983), et les femelles peuvent pondre deux fois par an (Auliya, 2010).

Répartition générale et état de conservation : *P. mucosus* est largement répandue en Asie du sud, depuis l'Iran et l'Afghanistan, à l'ouest, jusqu'au sud de la Chine, à l'est, et à l'Indonésie, au sud-est (Daniel, 1983 ; Welch, 1988 ; Ananjeva *et al.*, 2006 ; TRAFFIC, 2008 ; Das, 2010).

Les tendances de la population étaient considérées inconnues (TRAFFIC, 2008), mais des déclinés possibles en Chine (Zhou et Jiang, 2004) et dans l'île de Java (Auliya, 2010) avaient été évoqués.

Menaces : D'après le Centre de Surveillance Continue de la Conservation Mondiale de la Nature et le Groupe de spécialistes du commerce UICN/CSE (1992), la collecte de peaux pour le commerce international constitue la principale menace de cette espèce. Plus récemment, Auliya (2010) considérait que la surcollecte était la principale cause du déclin de la population dans certaines zones, mais faisait remarquer que *P. mucosus* se montrait assez tolérante face à la collecte.

Vue d'ensemble concernant le commerce et la gestion : *P. mucosus* avait été inscrite à l'Annexe III de la CITES par l'Inde le 13/02/1984, puis avait rejoint l'Annexe II le 18/01/1990. Cette espèce est considérée comme l'un des serpents d'Asie du sud-est les plus profusément commercialisés (Jenkins et Broad, 1994 ; Webb *et al.*, 2012). Elle avait été retenue pour l'ÉCI en 1992, et il en avait été conclu que les répercussions du commerce étaient amplement méconnues ; toutefois, il existait des preuves de déclin de populations locales (WCMC et Groupe de spécialistes du commerce UICN/CSE, 1992). Ni le Cambodge, ni la RDP Lao n'étaient des Parties de la CITES à l'époque, et ils n'avaient donc pas été retenus pour l'ÉCI (WCMC et Groupe de spécialistes du commerce UICN/CSE, 1992).

C. Étude pays par pays

CAMBODGE

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence de *P. mucosus* au Cambodge avait été confirmée par Saint-Girons et Pfeffer (1972), Bain et Hurley (2011) et Grismer *et al.* (2011). Grismer *et al.* (2008a, 2008b) avait notifié la présence de *P. mucosus* dans le nord-ouest de la région des Cardamomes (sud-ouest du Cambodge). Cependant, cette espèce n'avait été rencontrée lors des enquêtes conduites en 2000 et en 2003 ni dans les hautes-terres du

Mondolkiri oriental (est du Cambodge), ni dans le nord-est de la province de Ratanakiri (nord-est du Cambodge), ni dans le nord-est de celle de Stung Treng (nord-ouest du Cambodge) (Stuart *et al.*, 2006).

Tendances et état de la population : L'OG CITES cambodgien (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a fait remarquer que le statut de cette espèce au Cambodge était assez mal connu.

Menaces : Martin et Phipps (1996) avaient signalé que les serpents et articles à base de serpents étaient communément vendus sur des marchés locaux, et d'après eux l'exportation de reptiles n'était soumise à aucune restriction. Toutefois, aucune information concernant spécifiquement *P. mucosus* n'était disponible.

Commerce : Le Cambodge avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2012, mais n'avait publié aucun quota d'exportation CITES concernant *P. mucosus*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, le commerce de *P. mucosus* provenant du Cambodge signalé sur 2002-2012 était constitué de 4 000 animaux sauvages vivants exportés directement vers le Viêt Nam à des fins commerciales en 2003, notifiés par le seul Cambodge ; aucun commerce indirect de cette espèce provenant du Viêt Nam n'avait été signalé sur 2002-2012.

Stuart (2004) considérait que les exportations de serpents depuis le Cambodge vers le Viêt Nam étaient assez importantes.

Gestion : *P. mucosus* est une espèce classée Commune (espèce assez commune et largement répandue, affichant une forte capacité de reproduction, et ne se trouvant pas face à une menace importante) au titre de l'Article 48 de la loi de Foresterie cambodgienne (2002) (Ministère de l'Agriculture, de la foresterie et des pêcheries, 2007). L'Article 49 de la loi de Foresterie interdit la chasse à l'intérieur des zones protégées, et l'Article 50 interdit la détention d'espèces "communes" en tant qu'animaux de compagnie, ainsi que leur transport et leur commerce dans des quantités dépassant "l'usage coutumier" aux non-titulaires d'un permis délivré par l'Administration forestière (Cambodge, 2002). Shepherd *et al.* (2007) et Martin et Phipps (1996) avaient manifesté leur inquiétude concernant les insuffisances de la mise en œuvre de la législation et de la gestion du commerce de vie sauvage au Cambodge.

REPUBLIQUE DEMOCRATIQUE POPULAIRE LAO

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Bain et Hurley (2011) et Duckworth *et al.* (1999) avaient signalé la présence de *P. mucosus* dans le centre et le sud de la RDP Lao. Teynié et David (2007) l'avaient rencontrée dans la province de Champasak, dans le sud de la RDP Lao.

Tendances et état de la population : *P. mucosus* était considérée "potentiellement en situation de risque" en RDP Lao, mais son statut était jugé insuffisamment connu (Duckworth *et al.*, 1999). Auliya (2011) avait signalé un déclin des populations des *Ptyas* spp. en RDP Lao.

Menaces : Auliya (2011) avait signalé que la collecte des *Ptyas* spp., qui survenait régulièrement, avait entraîné un déclin de leurs populations en RDP Lao.

Commerce : La RDP Lao est devenue Partie de la CITES en 2004 ; ce pays n'avait transmis ses rapports annuels CITES que de 2006 à 2009. La RDP Lao n'avait publié aucun quota d'exportation CITES concernant *P. mucosus*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, aucun commerce direct de *P. mucosus* depuis la RDP Lao n'avait été signalé avant 2005 ; le commerce direct pendant la période 2005-2012 était constitué d'animaux vivants exportés à des fins commerciales (Tableau 1). D'après les données communiquées par la RDP Lao, l'essentiel du commerce avait porté sur des spécimens de source "R", mais selon les pays importateurs l'essentiel du commerce avait porté sur des spécimens élevés en captivité. Le principal pays importateur était le Viêt Nam.

Le commerce indirect de *P. mucosus* originaires de RDP Lao sur 2002-2012 était constitué d'animaux vivants, sauvages ou élevés en ranch ou en captivité, exportés à des fins commerciales, à partir de 2004 ; le commerce avait atteint un maximum en 2011, avec 43 500 animaux, mais ces spécimens étaient dépourvus de tout code de source, et le commerce n'avait été notifié que par le seul pays réexportateur.

Tableau 1. Exportations directes de *Ptyas mucosus* depuis la RDP Lao, 2005-2011. L'ensemble du commerce avait porté sur des animaux vivants et visait des fins commerciales. (La RDP Lao était devenue Partie de la CITES en 2004 ; seuls ses rapports annuels de 2006 à 2009 avaient été reçus ; aucun commerce n'avait été notifié pendant la période 2002-2004, ni en 2006, ni en 2012).

Source	Communiqué par	2005	2007	2008	2009	2010	2011	Total
W	Importateur	1200						1200
	Exportateur							
R	Importateur							
	Exportateur		4000	10000				14000
C	Importateur				3500	3500		7000
	Exportateur				10000			10000
-	Importateur						7600	7600
	Exportateur							

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Stuart (2004) considérait que l'exportation de serpents depuis la RDP Lao vers le Viêt Nam était substantielle. La collecte illicite de reptiles pour le commerce international était jugée largement répandue en RDP Lao (The World Bank, 2005).

Gestion : *P. mucosus* n'est pas protégée au titre des Réglementations en matière de gestion de la vie sauvage et aquatique ou concernant les zones de protection de la biodiversité (n° 0360/AF.2003) (RDP Lao, 2003). Singh (2008) avait noté les manques de connaissances des collecteurs et négociants en matière de réglementations sur la vie sauvage et concernant les espèces inscrites sur les listes CITES, et Berk Müller et Southammakoth (2001) avaient signalé le manque de moyens des agents de gestion. La gestion et la réglementation du commerce transfrontalier de vie sauvage étaient jugées inadéquates (Shepherd *et al.*, 2007) et, d'après Nash (1997), il n'y avait pas de postes-frontière aux frontières de la Chine ni du Myanmar.

Une interdiction totale d'exportation de vie sauvage en-dehors de la RDP Lao avait été décrétée en 1990 à titre de précaution, le temps que le statut des populations sauvages d'animaux soit évalué (Nash, 1997). Cette interdiction d'exportation aurait été levée lors de la mise à jour des Réglementations en matière de commerce de vie sauvage, en 2003 (Singh, 2008).

D. Problèmes identifiés mais sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a)

La contrebande sévirait aussi bien au Cambodge qu'en RDP Lao, et la mise en œuvre des réglementations en matière de commerce de vie sauvage était considérée insuffisante dans les deux pays.

Auliya (2010) avait fait remarquer que *P. mucosus* pouvait être commercialisée comme *Ptyas korros*, une espèce non inscrite sur les listes CITES, l'aspect des deux espèces étant assez similaire.

Il existait des manques de concordance notoires entre le commerce signalé par les pays importateurs et celui notifié par le Cambodge.

La RDP Lao n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels CITES pour 2005 ni sur 2010-2011.

E. Bibliographie

- Ananjeva, N. B., Orlov, N. L., Khalikov, R. G., Darevsky, I. S., Ryabov, S. A. and Barabanov, A. V. 2006. *The reptiles of northern Eurasia: taxonomic diversity, distribution, conservation status*. Zoological Institute, Russian Academy of Sciences, p.-.
- Auliya, M. 2010. *Conservation status and impact of trade on the oriental rat snake *Ptyas mucosa* in Java, Indonesia*. Petaling Jaya, Selangor, Malaysia: TRAFFIC Southeast Asia.
- Auliya, M. 2011. Topic 2: Trade and enforcement issues. In: *CITES Asian Snake Trade Workshop 11-14 April, Guangzhou, China. Background documents*, Geneva, Switzerland: CITES Secretariat.
- Bain, R. H. and Hurley, M. M. 2011. A biogeographic synthesis of the amphibians and reptiles of Indochina. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 2011 (360), p.4-138.
- Berkmüller, K. and Southammakoth, S. 2001. Starting from scratch: Training for protected area management in Lao PDR. *ASEAN Biodiversity*, 1 (4), p.36-42.
- Boeadi, R. S., Sugardijto, J., Amir, M. and Sinaga, M. H. 1998. Biology of the commercially-harvested rat snake (*Ptyas mucosus*) and cobra (*Naja sputatrix*) in central Java. Erdelen, W. (ed.). *Conservation, trade and sustainable use of lizards and snakes in Indonesia - Mertensiella*, 9, Rheinbach, Germany, p.99-104.
- Breen, J. F. 1974. Oriental rat snake (*Ptyas*). In: *Encyclopedia of reptiles and amphibians*, Neptune City, NJ, USA: T. F. H. Publications Inc., p.338-339.
- Cambodia. 2002. *Preah Reach Kram - Cambodia Law on Forestry (2002)*, NS/RKM/0802/016.
- Cox, M. J., van Dijk, P. P., Nabhitabhata, J. and Thirakhupt, K. 1998. *A photographic guide to snakes and other reptiles of Peninsular Malaysia, Singapore and Thailand*. London, UK: New Holland.
- Daniel, J. C. 1983. *The book of Indian reptiles*. Bombay Natural History Society, Oxford University Press.
- Das, I. 2010. *Field guide to the reptiles of South-East Asia*. London, UK: New Holland Publishers Ltd.
- Duckworth, J. W., Salter, R. E. and Khounbolin, K. 1999. *Wildlife in Lao PDR: 1999 status report*. Vientiane, Lao PDR: IUCN, Wildlife Conservation Society, Centre for Protected Areas and Watershed Management.
- Grismer, L. L., Grismer, J. L., Wood, P. L., Ngo, V. T., Neang, T. and Chan, K. O. 2011. Herpetology on the fringes of the Sunda Shelf: A discussion of discovery, taxonomy, and biogeography. In: Schuchmann, K.-L. (ed.), *Tropical vertebrates in a changing world*, Bonn, Germany: Zoologisches Forschungsmuseum Alexander Koenig, p.57-97.
- Grismer, L. L., Neang, T., Chav, T. and Grismer, J. L. 2008a. Checklist of the amphibians and reptiles of the Cardamom region of southwestern Cambodia. *Cambodian Journal of Natural History*, 2008 (1), p.12-28.
- Grismer, L. L., Neang, T., Chav, T., Wood Jr, P. L., Oaks, J. R., Holden, J., Grismer, J. L., Szutz, T. R. and Youmans, T. M. 2008b. Additional amphibians and reptiles from the Phnom Samkos Wildlife Sanctuary in northwestern Cardamon Mountains, Cambodia, with comments on their taxonomy and the discovery of three new species. *The Raffles Bulletin of Zoology*, 56 (1), p.161-175.
- Jenkins, M. and Broad, S. 1994. *International trade in reptile skins: A review and analysis of the main consumer markets, 1983-1991*. Cambridge, UK: TRAFFIC International.

- Lao People's Democratic Republic. 2003. *National biodiversity conservation areas, aquatic and wildlife management regulations*.
- Martin, E. B. and Phipps, M. 1996. A review of the wild animal trade in Cambodia. *TRAFFIC Bulletin*, 16 (2), p.45–60.
- Ministry of Agriculture Forestry and Fisheries. 2007. *PRAKAS (Declaration) on classification and list of wildlife species*. Kingdom of Cambodia.
- Nash, S. V. 1997. *Fin, feather, scale and skin: observations on the wildlife trade in Lao PDR and Vietnam*. Petaling Jaya, Selangor, Malaysia: TRAFFIC Southeast Asia.
- Da Nóbrega Alves, R. R., da Silva Vieira, W. L. and Gomes Santana, G. 2008. Reptiles used in traditional folk medicine: conservation implications. *Biodiversity Conservation*, 17, p.2037–2049.
- Organe de Gestion CITES du Cambodge. 2013. CITES Management Authority of Cambodia, *in litt.* to UNEP-WCMC, 04/09/2013.
- Saint-Girons, H. and Pfeffer, P. 1972. Notes sur l'écologie des serpents du Cambodge. *Zoologische Mededelingen*, 47 (6), p.65–87.
- Shepherd, C. R., Compton, J. and Warne, S. 2007. Transport infrastructure and wildlife trade conduits in the GMS: Regulating illegal and unsustainable wildlife trade. In: *Biodiversity Conservation Corridors Initiative, International Symposium Proceedings 27-28 April 2006, Bangkok, Thailand, 2007*, Asia Development Bank.
- Singh, S. 2008. Contesting moralities: the politics of wildlife trade in Laos. *Journal of Political Ecology*, 15, p.1–20.
- Stuart, B. L. 2004. The harvest and trade of reptiles at U Minh Thuong National Park, southern Viet Nam. *TRAFFIC Bulletin*, 20 (1), p.25–34.
- Stuart, B. L., Sok, K. and Neang, T. 2006. A collection of amphibians and reptiles from hilly eastern Cambodia. *The Raffles Bulletin of Zoology*, 54 (1), p.129–155.
- Teynié, A. and David, P. 2007. Additions to the snake fauna of Southern Laos, with the second Laotian specimen of *Naja siamensis* (Laurenti, 1768) and the first country record of *Oligodon taeniatus* (Günther, 1861) (Squamata, serpentes). *Russian Journal of Herpetology*, 14 (1), p.39–44.
- The World Bank. 2005. *Going, going, gone: the illegal trade in wildlife in east and southeast Asia*. Washington D.C., USA: The World Bank.
- TRAFFIC. 2008. Case study on *Ptyas mucosus* - a proposed NDF method for Indonesia (Java). Case Study 4. In: *NDF Workshop Case Studies, WG7 - Reptiles and Amphibians*, Cambridge, UK: TRAFFIC International.
- WCMC and IUCN/SSC Trade Specialist Group. 1992. *Review of significant trade in animal species included in CITES Appendix II: detailed reviews of 24 priority species*. Sixth meeting of the CITES Animals Committee.
- Webb, G. J. W., Manolis, C. and Jenkins, R. W. G. 2012. *Improving international systems for trade in reptile skins based on sustainable use*. New York, USA: UNCTAD BioTrade Initiative.
- Welch, K. R. G. 1988. *Snakes of the Orient: a checklist*. Malabar, Florida: RE Krieger Pub. Co., p.-183.
- Whitaker, R. 1978. *Common Indian snakes - a field guide*. New Delhi, India: MacMillan India Limited.
- Yuwono, F. B. 1998. The trade of live reptiles in Indonesia. Erdelen, W. (ed.). *Conservation, trade and sustainable use of lizards and snakes in Indonesia - Mertensiella*, 9, Rheinbach, Germany, p.9–15.
- Zhou, Z. and Jiang, Z. 2004. International trade status and crisis for snake species in China. *Conservation Biology*, 18 (5), Blackwell Synergy, p.1386–1394.

Naja sputatrix (F. Boie, 1827) : Indonésie

Elapidae, Cobra cracheur d'Indonésie, Cobra cracheur de Java.

Sélection pour l'Étude du Commerce Important

Lors de sa 25^{ème} réunion, le Comité pour les Animaux (CA) avait retenu l'espèce indonésienne *Naja sputatrix* pour l'ÉCI en tant qu'espèce dont l'étude était prioritaire, conformément aux considérations exposées dans le document AC25 Doc. 9.6 (AC25, Compte-rendu résumé). Aussi bien en 2008 qu'en 2009, *N. sputatrix* avait été identifiée en tant qu'espèce atteignant un seuil élevé de volume commercial et dont le commerce augmentait rapidement, par comparaison avec la moyenne des cinq années précédentes (Annexe 2, AC25 Doc. 9.6). Lors de la 26^{ème} réunion du CA, une réponse avait été reçue depuis l'Indonésie (AC26 Doc. 12.3), mais ce pays a néanmoins été retenu pour étude (AC26, Compte-rendu résumé).

A. Résumé

Vue d'ensemble des recommandations concernant *Naja sputatrix*.

État de l'aire de répartition	Catégorie provisoire	Résumé
Indonésie	Moins préoccupante	Niveaux de commerce importants sur 2002-2011, portant principalement sur des peaux de source sauvage. Un dépassement de quota possible (vivants, sauvages) avait été notifié en 2002. L'espèce n'est collectée que dans l'est et le centre de Java, et les quotas d'exportation tiennent compte des recommandations de l'AS javanaise en se fondant sur l'information biologique disponible. Cette espèce endémique est classée Moins préoccupante sur la Liste rouge de l'UICN, et considérée "commune" localement, y compris en habitats perturbés. Par conséquent, elle est classée Moins préoccupante.

B. Aperçu de l'espèce

Remarque taxonomique : Les espèces asiatiques du genre *Naja* ont été reclassées et renommées à plusieurs reprises (Wüster et Thorpe, 1989 ; Wüster *et al.*, 1997) ; elles étaient considérées comme des variétés de *Naja naja* jusqu'aux années 1980 (Wüster *et al.*, 1995 ; Wüster, 1996a). Wüster et Thorpe (1989) avaient eu recours à l'analyse multivariante des caractères morphologiques pour démontrer que les populations depuis l'est de Java jusqu'à l'île d'Alor étaient différentes de celles du reste de l'Asie du sud-est. Le Référentiel standard CITES actuel (Wüster, 1996a) considère que *N. sputatrix* appartient au complexe des espèces de *N. naja*, tout comme *N. atra*, *N. kaouthia*, *N. naja*, *N. oxiana*, *N. philippinensis*, *N. sagittifera*, *N. samarensis*, *N. siamensis* et *N. sumatrana*.

Wüster (1996a) avait fait remarquer qu'avant les années 1990, le nom de *N. sputatrix* était d'usage courant pour désigner les *N. sumatrana* originaires de Malaisie et les *N. siamensis* originaires de Thaïlande (Wüster, 1996a).

Biologie : *N. sputatrix* est un serpent venimeux terrestre qui peut gonfler sa coiffe (Hoser, 2009). Ses habitats préférés vont des prairies humides aux savanes, des marécages aux agro-écosystèmes et des plantations aux rizières, mais on peut aussi la rencontrer en forêt secondaire (Iskandar *et al.*, 2012), et elle est fréquemment observée au sein de zones habitées par des hommes et comptant une population abondante de rats (NAV MED, 1968).

Les mâles atteignent leur maturité à une taille d'environ 102 cm, et les femelles à environ 97 cm (M. Auliya, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). D'après les preuves disponibles, l'espèce ne pondrait qu'une seule fois par an (M. Auliya, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), bien que l'OG et l'AS CITES d'Indonésie (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) aient signalé qu'elle pouvait pondre jusqu'à trois fois en deux ans. La taille moyenne de ponte est de 12-22 œufs, mais elle peut atteindre jusqu'à 45 œufs (Daniel, 1983). La durée d'incubation est de 88 jours (M. Auliya, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

C. Étude du pays

INDONESIE

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : *N. sputatrix* est considérée endémique de l'Indonésie, et sa présence a été constatée dans les îles de Java, Bali, Lombok, Sumbawa, Padar, Rinca, Komodo, Florès, Adonara, Lombok (Lembata) et Alor (Mertens, 1930 ; Klemmer, 1963 ; Auffenberg, 1980 ; Wüster, 1996b ; How et Kitchener, 1997 ; De Lang, 2011 ; Iskandar *et al.*, 2012) (Figure 9). Erdelen (1998) ajoutait les îles de Bangka et Belitung et l'archipel de Riau à l'aire de distribution de l'espèce, mais d'après Wüster (1996b) c'était *N. sumatrana* qui était rencontrée dans ces zones. La présence de *N. sputatrix* à Célèbes (Sulawesi) était jugée incertaine par Wüster (1996b) et "peu probable" par De Lang et Vogel (2006) et Koch (2011), mais le Directeur indonésien pour la conservation de la biodiversité (2011) avait néanmoins inclus Célèbes dans l'aire de répartition de l'espèce. Wüster et Thorpe (1989) avaient aussi signalé sa présence, mais non-confirmée, à Timor.

Welch (1988) considérait que cette espèce était rencontrée en Malaisie péninsulaire, mais d'après Wüster (1996a), tous les spécimens provenant de la péninsule malaise identifiés auparavant appartenaient à *N. sumatrana*.



Figure 9. Répartition de *Naja sputatrix*. (Source : Iskandar *et al.*, 2012.)

Tendances et état de la population : *N. sputatrix* était une espèce classée Moins préoccupante sur la Liste rouge de l'UICN, et considérée "très commune, notamment au sein d'habitats artificiels" (Iskandar *et al.*, 2012). L'OG et AS CITES d'Indonésie (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) ont confirmé que cette espèce était largement répandue et commune, avec une population stable à travers tout le pays. Elle était considérée abondante à Java

(Yuwono, 1998) et, d'après M. Auliya (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013), des rapports de chasseurs locaux javanais suggéraient que l'espèce s'était bien adaptée à l'augmentation des peuplements humains, mais qu'elle était rare dans certaines zones. De façon similaire, Boeadi *et al.* (1998) avaient fait remarquer que cette espèce se débrouillait bien en habitat perturbé à Java.

Divers auteurs ont fait remarquer le manque d'information concernant les niveaux de commerce, la biologie et l'écologie de cette espèce (Erdelen, 1998 ; Nijman et Shepherd, 2009 ; Iskandar *et al.*, 2012 ; Nijman *et al.*, 2012b).

Menaces : La dégradation de l'habitat et la persécution par l'homme étaient considérées comme des menaces possibles pour *N. sputatrix* (OG CITES d'Indonésie, 2011), mais l'OG et AS CITES d'Indonésie (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) ont toutefois signalé que cette espèce semblait tirer parti des perturbations d'origine anthropique. M. Auliya (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) a fait remarquer que les répercussions potentielles des changements d'usage des sols et de l'emploi de rodenticides sur les populations de *N. sputatrix* étaient assez mal connues.

Boeadi *et al.* (1998) pensaient que cette espèce pouvait supporter un prélèvement commercial significatif à Java, non sans faire remarquer la nécessité d'étudier davantage afin de mieux évaluer l'impact de la collecte sur les populations. D'après Sugardjito *et al.* (1998), le chiffre de 109 650 spécimens collectés en 1996 dans le centre de Java et à Yogyakarta représentait un niveau de collecte modéré. Toutefois, plus récemment, Auliya (2011) avait considéré que les niveaux de collecte de *N. sputatrix* pour le commerce des peaux depuis l'Indonésie étaient "loin d'être durable". L'OG et AS CITES d'Indonésie (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) ont fait remarquer qu'outre le fait d'être collectée pour le commerce, cette espèce était aussi chassée en tant que nuisible, et que sa peau était récupérée comme sous-produit (OG et AS CITES d'Indonésie, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Schlaepfer *et al.* (2005) et Nijman *et al.* (2012) avaient noté la difficulté à établir un ACNP pour les reptiles indonésiens faute d'information concernant leur statut et leur biologie.

Commerce : *N. sputatrix* figure à l'Annexe II de la CITES depuis le 18/01/1990. L'Indonésie avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2011, et publié des quotas d'exportation portant sur des peaux et des spécimens vivants sauvages de *N. sputatrix* tous les ans à partir de 1997 ; depuis 2003, ces quotas concernent aussi les produits à base de peaux (Tableau 1). Le quota concernant les spécimens vivants semblait avoir été dépassé d'après les données notifiées par l'Indonésie en 2002, mais pas d'après celles fournies par les pays importateurs ; le rapport annuel de l'Indonésie pour 2002 semblait basé sur le commerce réel. Le commerce de peaux et de produits de peaux était resté en-deçà du quota tous les ans d'après les données fournies aussi bien par les pays importateurs que par l'exportateur.

Les exportations directes de *N. sputatrix* depuis l'Indonésie sur 2002-2012 étaient principalement constituées de peaux de source sauvage échangées à des fins commerciales ; de grandes quantités de produits de peaux et de viande, pour la plupart de source sauvage, avaient également été notifiées dans le commerce (Tableau 2). Les exportations de peaux et de produits de peaux affichent un déclin global depuis 2007 ; le commerce de viande avait considérablement augmenté au cours de cette période, mais les chiffres notifiés par les pays importateurs étaient bien inférieurs à ceux communiqués par l'Indonésie. L'OG et AS CITES d'Indonésie (2013) ont confirmé la tendance à la diminution du commerce des peaux, et fait remarquer que c'était probablement imputable à une baisse de la demande du marché. Les principaux pays importateurs de peaux étaient le Mexique et Singapour, le principal pays importateur de produits de peaux était les États-Unis, et le principal pays importateur de viande était la République populaire de Chine (y compris la RAS de Hong Kong).

Naja sputatrix

Les exportations indirectes de *N. sputatrix* provenant d'Indonésie sur 2002-2012 étaient principalement constituées de peaux et d'articles à base de cuir, pour la plupart de source sauvage, échangés à des fins commerciales.

Naja sputatrix

Tableau 1. Quotas d'exportation CITES concernant des *Naja sputatrix* sauvages depuis l'Indonésie et exportations directes globales, telles que signalées par les pays importateurs et par l'exportateur, 2002-2012. (Les données sur le commerce pour 2012-2013 n'étaient pas encore disponibles) (Pour chaque année, le commerce de termes ou combinaisons de termes non soumis au quota pour une année donnée est en grisé.)

		Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Quota (vivants)			1350	500	450	450	450	450	450	450	450	450		450
Quota (peaux et produits de peaux)			135000♦	134500	134550	134550	134550	134550	134550	134550	134550	134550	135000■	134550
vivants	importateurs		11	49	24	20		29	43	17	9	17		
	Indonésie		4344	162	259	232	113	162	315	137	123	226		
peaux	importateurs		48000	37000	100175	100197	121022	109897	43902	54587	73525	52696		
	Indonésie		124680	103574	86638	98909	118984	109991	50526	86402	79454	63750		
produits de peaux	morceaux de peau	importateurs		754	200			15	417					
		Indonésie												
	vêtements	importateurs					4							
		Indonésie												
	articles de grande taille à base de cuir	importateurs		107	21	87	29	15	46			2		
		Indonésie												
	articles de petite taille à base de cuir	importateurs		1228	1470	294	5085	5081	2669	767	792	1302		
		Indonésie	138	2944	1208	8805	4951	4445	3485	494	4539	2511		
Total partiel (produits de peaux)	importateurs			2089	1691	381	5118	5111	3132	767	792	1304		
		Indonésie	138	2944	1208	8805	4951	4445	3485	494	4539	2511		
Totaux partiels (peaux et produits de peaux)	importateurs		48000	39089	101866	100578	126140	115008	47034	55354	74317	54000		
		Indonésie	124818	106518	87846	107714	123935	114436	54011	86896	83993	66261		
Total (vivants, peaux et produits de peaux)	importateurs		48011	39138	101890	100598	126140	115037	47077	55371	74326	54017		
		Indonésie	129162	106680	88105	107946	124048	114598	54326	87033	84116	66487		

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Clé : ♦ = hors produits de peaux ; ■ = y compris spécimens vivants

Naja sputatrix

Tableau 2. Exportations directes de *Naja sputatrix* depuis l'Indonésie (hors échanges commerciaux portant sur des termes dont le total < 5 unités), 2002-2011. La plupart des échanges visaient des fins commerciales. (Le rapport annuel de l'Indonésie pour 2012 n'avait toujours pas été reçu ; aucun commerce n'avait été notifié en 2012).

Terme	Unité	Source	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total	
peaux	-	W	Importateur	48000	37000	100175	100197	121022	109897	43902	54587	73525	52696	741001	
			Exportateur	124680	103574	86638	98909	118984	109991	50526	86402	79454	63750	922908	
		O	Importateur											3000	3000
			Exportateur												
articles de petite taille à base de cuir	-	W	Importateur		1228	1470	294	5085	5081	2669	767	792	1302	18688	
			Exportateur	138	2944	1208	8805	4951	4445	3485	494	4539	2511	33520	
		C	Importateur							32					32
			Exportateur												
		F	Importateur							32					32
			Exportateur												
		I	Importateur								19			4	23
			Exportateur												
		-	Importateur										34		34
			Exportateur												
viande	kg	W	Importateur								900	5250		6150	
			Exportateur						3500	20200	64692	63291	99061	269259	
		F	Importateur											18515	18515
			Exportateur												
vivants	-	W	Importateur	11	49	24	20		29	43	17	9	17	219	
			Exportateur	4344	162	259	232	113	162	315	137	123	226	6073	
		C	Importateur											1200	1200
			Exportateur										2400	1500	3900
		F	Importateur	1500	600							300			2400
			Exportateur	11160	8350	2900	4650	3500	5800	3957	2492				42809
morceaux de peau	-	W	Importateur		754	200			15	417				1386	
			Exportateur												
articles de grande taille à base de cuir	-	W	Importateur		107	21	87	29	15	46			2	307	
			Exportateur												
		C	Importateur							62	3				65
			Exportateur												
		F	Importateur							6					6
			Exportateur												
		I	Importateur						97						97
			Exportateur												
corps	-	W	Importateur		200					40		66		306	
			Exportateur		200		100	500	553	20				1373	
		I	Importateur											2	2
			Exportateur												

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Gestion : *N. sputatrix* n'est pas protégée en Indonésie (Réglementation gouvernementale n° 7-1999, concernant la protection des plantes et des animaux), mais la collecte à l'intérieur des zones protégées est interdite (OG et AS CITES d'Indonésie, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Le braconnage de faune sauvage et autres formes d'empiètement dans les zones protégées d'Indonésie étaient devenus des problèmes majeurs (OG et AS CITES d'Indonésie, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Les quotas annuels de collecte sont établis séparément pour chaque province en tenant compte des recommandations de l'AS, ainsi que de l'information disponible concernant la biologie, l'état des populations et les menaces potentielles de cette espèce, et de l'information fournie par diverses parties prenantes (OG et AS CITES d'Indonésie, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Cependant, Amaliah et Pudyatmoko (2012) avaient averti qu'il ne suffisait pas de tenir compte de l'état de la population de cette espèce pour établir son quota.

Les collecteurs et exportateurs de serpents doivent être titulaires d'un permis délivré par le Directeur général de la Protection de la forêt et de la conservation de la nature pour être admissibles à un Permis d'exportation CITES, et il faut encore un autre permis pour le transport intérieur (OG et AS CITES d'Indonésie, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). L'OG et AS CITES d'Indonésie (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) ont signalé que grâce à la mise en place dans ce pays de permis normalisés pour le transport intérieur, le suivi de la chaîne de traçabilité était "théoriquement possible jusqu'à un certain degré d'exactitude".

La protection et la gestion des reptiles en Indonésie était considérée comme un phénomène assez récent, avec des activités de gestion existants jugées inadéquates (Iskandar et Erdelen, 2006). Nijman *et al.* (2012a) et Natusch et Lyons (2012) considéraient que la contrebande de reptiles était largement répandue en Indonésie, et appelaient à une meilleure mise en œuvre des lois nationales. Toutefois, le Directeur indonésien pour la conservation de la biodiversité (2011) avait fait remarquer que la contrebande de serpents avait considérablement décliné depuis 2006 grâce à l'amélioration du suivi. Le Département indonésien de Foresterie et la Société indonésienne de protection de la vie sauvage avaient déployé en 2001 une Unité de lutte contre les délits envers la vie sauvage à Célèbes, avec pour ambition d'infléchir la contrebande dans toute l'Indonésie, mais l'efficacité de ce programme n'avait pas pu être confirmée (Lee *et al.*, 2005). L'OG CITES d'Indonésie (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé que le gouvernement indonésien avait entrepris de fournir une formation aux officiers, agents et chercheurs de la Police d'État, des Douanes, de la Quarantaine et des bureaux provinciaux de l'OG pour la mise en œuvre de la CITES et l'application des lois en matière de vie sauvage.

L'OG et AS CITES d'Indonésie (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) ont signalé l'existence en Indonésie de deux installations de reproduction en captivité se consacrant à l'élevage de *N. sputatrix* à des fins commerciales. D'après une évaluation réalisée en 2012, la capacité de reproduction des *N. sputatrix* élevées en captivité était forte, le taux d'éclosion étant de 90 p. cent et le taux de survie de 70 à 80 p. cent (OG et AS CITES d'Indonésie, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). La capacité maximale de production des deux installations d'élevage, en tablant sur une estimation du succès de reproduction pour l'année 2013 effectuée par l'OG CITES, était de 22 500 spécimens (OG et AS CITES d'Indonésie, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Nijman et Shepherd (2009) s'étaient inquiétés du "blanchiment" de spécimens capturés dans la nature mais soi-disant élevés en captivité, ce qu'ils considéraient comme une pratique commune en Indonésie. La plupart des installations de reproduction en captivité étudiées en 2006 se révélaient en effet inaptes à l'élevage de reptiles, ou hors d'usage (Nijman et Shepherd, 2009). Auliya (2011) avait manifesté son inquiétude concernant les carences en matière d'installations d'élevage, et appelé à une amélioration des stratégies de gestion. M. Auliya (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) a informé d'une

visite réalisée en 2006 dans une ferme de l'est de Java, laquelle était enregistrée en tant que fournisseur de *N. sputatrix* pour le commerce de viande et, très probablement aussi, à des fins médicinales ; il a fait remarquer que d'après le propriétaire, le nombre actuel de spécimens vivants était de 5 249, et qu'aucun spécimen sauvage n'était capturé pour alimenter le stock de reproducteurs. Cependant, en se fondant sur certaines irrégularités détectées parmi les données fournies par cette ferme et sur les observations réalisées au cours de la visite, il en concluait que ladite ferme se limitait à garder en captivité des spécimens de *N. sputatrix* capturés dans la nature, et qu'aucune reproduction n'avait lieu sur place (M. Auliya, comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013).

D. Problèmes identifiés mais sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a)

Vu les changements dans la taxonomie des *Naja* spp., il est fort probable que des spécimens de *N. sputatrix* aient été enregistrés dans le commerce sous des appellations différentes.

E. Bibliographie

- Amaliah, N. and Pudiyatmoko, S. 2012. *The export status of Indonesian Black Spitting Cobra (Naja sputatrix), Reticulated Python (Python reticulatus), and Oriental Rat Snake (Ptyas mucosus)* (abstract in English). MSc thesis, Gadjah Mada University.
- Auffenberg, W. 1980. The herpetofauna of Komodo, with notes on adjacent areas. *Bulletin of the Florida State Museum, Biological Sciences*, 25, p.39-156.
- Auliya, M. 2011. Topic 2: Trade and enforcement issues. In: *CITES Asian Snake Trade Workshop 11-14 April, Guangzhou, China. Background documents*, Geneva, Switzerland: CITES Secretariat.
- Auliya, M. 2013. Mark Auliya, pers. comm. to UNEP-WCMC, 11/08/2013.
- Boeadi, R., Shine, J., Sugardijto, M., Amir, M. and Sinaga, M. H. 1998. Biology of the commercially-harvested Rat Snake (*Ptyas mucosus*) and Cobra (*Naja sputatrix*) in Central Java. *Mertensiella*, 9, p.99-104.
- Daniel, J. C. 1983. *The book of Indian reptiles*. Bombay Natural History Society, Oxford University Press, p.-.
- Erdelen, W. 1998. Trade in lizards and snakes in Indonesia: bio-geography, ignorance, and sustainability. Erdelen, W. (ed.). *Conservation, trade and sustainable use of lizards and snakes in Indonesia - Mertensiella*, 9, Rheinbach, Germany, p.69-83.
- Hoser, R. 2009. A reclassification of the True Cobras; species formerly referred to the genera *Naja*, *Boulengerina* and *Paranaja*. *Australasian Journal of Herpetology*, 7, p.1-15.
- How, R. A. and Kitchener, D. J. 1997. Biogeography of Indonesian snakes. *Journal of Biogeography*, 24, p.725-735.
- Iskandar, D., Auliya, M., Inger, R. F. and Lilley, R. 2012. *Naja sputatrix*. IUCN 2012. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2*. [Online]. Available at: www.iucnredlist.org [Accessed: 20 June 2013].
- Iskandar, D. T. and Erdelen, W. R. 2006. Conservation of amphibians and reptiles in Indonesia: issues and problems. *Amphibian and Reptile Conservation*, 4 (1), p.60-87.
- Klemmer, K. 1963. Liste der rezenten Giftschlangen. In: Elwert, N. G. (ed.), *Die Giftschlangen der Erde*, Marburg: Behringwerke, p.255-464.
- Koch, A. 2011. The amphibians and reptiles of Sulawesi: Underestimated diversity in a dynamic environment. In: Zachos, F. E. and Habel, J. C. (eds.), *Biodiversity Hotspots: Distribution and protection of conservation priority areas*, Berlin, Germany: Springer Berlin Heidelberg, p.383-404.
- De Lang, R. 2011. The snakes of the Lesser Sunda Islands (Nusa Tenggara), Indonesia. *Asian Herpetological Research*, 2 (1), p.46-54.
- De Lang, R. and Vogel, G. 2006. The snakes of Sulawesi. In: Vences, M., Köhler, T. and Böhme, W. (eds.), *Proceedings of the 13th Congress of the Societas Europaea Herpetologica*, 2006, Herpetologia Bonnensis II, p.35-38.

- Lee, R. J., Gorog, A. J., Dwiyaheni, A., Siwu, S., Riley, J., Alexander, H., Paoli, G. D. and Ramono, W. 2005. Wildlife trade and implications for law enforcement in Indonesia: a case study from north Sulawesi. *Biological Conservation*, 123, p.477–488.
- Mertens, R. 1930. Die Amphibien und Reptilien der Inseln Bali, Lombok, Sumbawa und Flores (Beiträge zur Fauna der Kleinen Sunda-Inseln. *Abhandlungen herausgegeben von der Senckenbergischen Naturforschenden Gesellschaft*, 42, p.115–344.
- Natusch, D. J. D. and Lyons, J. A. 2012. Exploited for pets: the harvest and trade of amphibians and reptiles from Indonesian New Guinea. *Biodiversity and Conservation*, 21, p.2899–2911.
- NAVME. 1968. Cobras. In: *Poisonous snakes of the world*, Washington D.C., USA: Department of the Navy Bureau of Medicine and Surgery, United States Government Printing Office, p.123–125.
- Nijman, V. and Shepherd, C. R. 2009. *Wildlife trade from ASEAN to the EU: Issues with the trade in captive-bred reptiles from Indonesia*. Brussels, Belgium: TRAFFIC Europe Report for the European Commission.
- Nijman, V., Shepherd, C. R., Sanders, K. L. and Sanders, M. 2012a. Over-exploitation and illegal trade of reptiles in Indonesia. *Herpetological Journal*, 22, p.83–89.
- Nijman, V., Todd, M. and Shepherd, C. R. 2012b. Wildlife trade as an impediment to conservation as exemplified by the trade in reptiles in southeast Asia. In: Gower, D. J., Richardson, J. E., Rosen, B. R., Rüber, L. and Williams, S. T. (eds.), *Biotic Evolution and Environmental Change in Southeast Asia*, Cambridge, UK: Cambridge University Press, p.390–405.
- Organe de Gestion et Autorité Scientifique CITES d'Indonésie. 2013. CITES Management Authority and Scientific Authority of Indonesia, *in litt.* to UNEP-WCMC, 16/04/2013.
- Organe de Gestion CITES d'Indonésie. 2011. *Country report of Indonesia: Snake trade and conservation*. Jakarta, Indonesia: Indonesian Ministry of Forestry.
- Schlaepfer, M. A., Hoover, C. and Dodd Jr, C. K. 2005. Challenges in evaluating the impact of the trade in amphibians and reptiles on wild populations. *BioScience*, 55 (3), p.256–264.
- Sugardjito, J., Boedi, Amir, M. and Sinaga, M. H. 1998. Assessment of harvest levels and status for the Spitting Cobra (*Naja sputatrix*) and the Rat Snake (*Ptyas mucosus*) in Central Java. Erdelen, W. (ed.). *Conservation, trade and sustainable use of lizards and snakes in Indonesia - Mertensiella*, 9, Rheinbach, Germany, p.105–110.
- Welch, K. R. G. 1988. *Snakes of the Orient: a checklist*. Malabar, Florida: RE Krieger Pub. Co., p.-183.
- Wüster, W. 1996a. Taxonomic changes and toxinology: systematic revisions of the Asiatic cobras (*Naja naja* species complex). *Toxicon*, 34 (4), p.399–406.
- Wüster, W. 1996b. The status of the Cobras of the genus *Naja* Laurenti, 1768 (Reptilia: Serpentes: Elapidae) on the Island of Sulawesi. *The Snake*, 27, p.85–90.
- Wüster, W. and Thorpe, R. S. 1989. Population affinities of the asiatic cobra (*Naja naja*) species complex in southeast Asia: Reliability and random resampling. *Biological Journal of the Linnean Society*, 1989 (36), p.391–409.
- Wüster, W., Thorpe, R. S., Cox, M. J., Jintakune, P. and Nabhitabhata, J. 1995. Population systematics of the snake genus *Naja* (Reptilia, Serpentes, Elapidae) in Indo-China - multivariate morphometrics and comparative mitochondrial-DNA sequencing (Cytochrome-Oxidase-I). *Journal of Evolutionary Biology*, 8 (4), p.493–510. [Online]. Available at: WOS:A1995RN71200007.
- Wüster, W., Warrell, D. A., Cox, M. J., Jintakune, P. and Nabhitabhata, J. 1997. Redescription of *Naja siamensis* (Serpentes: Elapidae), a widely overlooked spitting cobra from SE Asia: geographic variation, medical importance and designation of a neotype. *Journal of Zoology (London)*, 243, p.771–788.
- Yuwono, F. B. 1998. The trade of live reptiles in Indonesia. Erdelen, W. (ed.). *Conservation, trade and sustainable use of lizards and snakes in Indonesia - Mertensiella*, 9, Rheinbach, Germany, p.9–15.

Python reticulatus (Schneider, 1801): Cambodge, Indonésie, République démocratique populaire Lao, Malaisie, Philippines, Singapour, Viêt Nam

Pythonidae, Python réticulé

Sélection pour l'Étude du Commerce Important

Lors de sa 25^{ème} réunion, le Comité pour les Animaux (CA) avait retenu *Python reticulatus* (tous les États de l'aire de répartition) pour l'ÉCI en tant qu'espèce dont l'étude était prioritaire, conformément aux considérations exposées dans le document AC25 Doc. 9.6 (AC25, Compte-rendu résumé). L'analyse figurant à l'Annexe 2 du document AC25 Doc. 9.6 spécifiait que *P. reticulatus* avait atteint un seuil élevé de volume commercial en 2008 et en 2009, et satisfaisait aux critères de forte variabilité du commerce entre 1999 et 2008 et à une forte augmentation du commerce en 2009, par comparaison avec les niveaux de commerce moyens sur 2004-2008. Lors de la 26^{ème} réunion du CA, les réponses de l'Indonésie, de la Malaisie et du Myanmar avaient été reçues (AC26 Doc. 12.3). Le Bangladesh, le Brunei Darussalam, le Cambodge, l'Inde, l'Indonésie, la République démocratique populaire Lao (ci-après, "RDP Lao"), la Malaisie, les Philippines, Singapour et le Viêt Nam avaient été retenus pour cette étude (AC26, Compte-rendu résumé). Ultérieurement à la 26^{ème} réunion du CA, le Bangladesh, le Brunei Darussalam et l'Inde, vu l'absence de trafic commercial au long des dix dernières années, ont été éliminés du processus avec l'accord du CA, après l'avoir consulté.

A. Résumé

Vue d'ensemble des recommandations concernant *Python reticulatus*.

Aperçu général

L'espèce est largement répandue, mais l'état de la population est assez mal connu. Des affaiblissements localisés avaient été signalés. La collecte pour le commerce de peaux est considérée comme une menace majeure, bien que l'espèce soit jugée assez tolérante à la collecte.

État de l'aire de répartition	Catégorie provisoire	Résumé
Cambodge	Moins préoccupante	Pratiquement aucun commerce international notifié sur 2002-2011, et l'état de conservation de l'espèce est indéterminé. Vu l'absence de commerce international, elle est classée Moins préoccupante.
Indonésie	Moins préoccupante	Les niveaux de commerce signalés (surtout des peaux de source sauvage) sur 2002-2011 étaient très importants. Les quotas d'exportation tiennent compte des recommandations de l'AS en se fondant sur l'information biologique disponible. L'espèce est largement répandue et au moins "commune" localement, mais des déclinés imputables à la collecte avaient été signalés. Elle est amplement collectée dans les plantations de palmiers à huile, mais ses populations semblent capables de supporter les niveaux de collecte actuels. Par conséquent, elle est classée Moins préoccupante.
République démocratique populaire Lao	Moins préoccupante	Les niveaux de commerce de peaux provenant de spécimens élevés en captivité sur 2009-2011, notifiés par les seuls pays importateurs, étaient relativement importants et en hausse. L'espèce est largement répandue dans le pays, mais son état de conservation est inconnu, et des déclinés avaient été signalés. Vu l'absence de commerce concernant des spécimens sauvages, l'espèce est classée Moins préoccupante, bien que les problèmes sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a) restent entiers.

Malaisie	Peut-être préoccupante	Les niveaux de commerce signalés sur toute la période 2002-2011, portant principalement sur des peaux de source sauvage, étaient très importants. L'espèce est largement répandue dans le pays, mais son état de conservation est indéterminé. Des études d'ACNP étaient en cours, mais elles n'avaient pas encore été rendues disponibles. Les bases sur lesquelles repose l'établissement des quotas sont indéterminées. Par conséquent, cette espèce est classée Peut-être préoccupante, dans l'attente des résultats des études d'ACNP.
Philippines	Moins préoccupante	Les niveaux de commerce signalés sur 2002-2011 étaient très faibles. L'espèce est largement répandue dans le pays, mais son état de conservation indéterminé. Compte tenu des très faibles niveaux de commerce international, l'espèce est classée Moins préoccupante.
Singapour	Moins préoccupante	Aucun commerce notifié par Singapour sur 2002-2011, mais des niveaux de commerce relativement faibles, portant surtout sur des peaux de spécimens élevés en captivité, avaient été signalés par les pays importateurs. L'espèce est commune et protégée, et sa collecte à des fins commerciales est interdite. Compte tenu des faibles niveaux de commerce direct, l'espèce est classée Moins préoccupante.
Viêt Nam	Moins préoccupante	Les niveaux de commerce signalés sur 2002-2011 étaient importants, mais ils portaient surtout sur des peaux de spécimens élevés en captivité, les seuls qui puissent être exportés commercialement. L'espèce est critiqueusement menacée au niveau national, mais vu les très faibles niveaux du commerce de peaux de source sauvage, elle est classée Moins préoccupante, bien que les problèmes sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a) restent entiers.

B. Aperçu de l'espèce

Remarque taxonomique : Outre la sous-espèce nominale, *P. reticulatus reticulatus*, deux sous-espèces morphologiquement et génétiquement distinctes avaient été décrites depuis les îles de Selayar et Tanahjampea (mer de Florès, Indonésie) : il s'agit, respectivement, de *P. r. jampeanus* et de *P. r. saputrai*, (Auliya *et al.*, 2002).

Biologie : *Python reticulatus* est une espèce de serpent de l'Asie du sud-est typiquement associée à la forêt humide, mais aussi rencontrée en zones cultivées et à proximité des lieux habités (Hvass, 1975 ; Groombridge et Luxmoore, 1991 ; Cox *et al.*, 1998), souvent près de l'eau (O'Shea, 2011). Des tailles de plus de 7 m ont été signalées (O'Shea, 2011) ; les femelles atteignent leur maturité à une plus grande taille que les mâles et grandissent davantage que ceux-ci (Shine *et al.*, 1998, 1999). Shine *et al.* (1999) avaient fait remarquer que les plus petits spécimens (dont des mâles adultes et des femelles ayant récemment atteint la maturité), qui se nourrissent principalement de rats, sont plus abondant en habitat perturbé, alors que les grandes femelles, qui s'alimentent de mammifères plus corpulents, sont plutôt rencontrées en habitats non-perturbés. Des tailles de ponte de dix à cent œufs avaient été signalées par Stidworthy (1969), le nombre d'œufs de la ponte augmentant au fur et à mesure que la femelle grandit et prend de l'âge (Groombridge et Luxmoore, 1991) ; l'un dans l'autre, la taille moyenne de ponte des pythons sauvages est de vingt-quatre œufs, et les femelles ne se reproduisent que tous les deux à quatre ans (Shine *et al.*, 1999).

Répartition générale et état de conservation : L'aire de répartition de cette espèce est censée couvrir depuis Assam (nord-est de l'Inde) jusqu'aux parties orientales de l'Indonésie et des Philippines (O'Shea, 2007), y compris les îles Nicobar, le Myanmar, la Thaïlande, la RDP Lao le Cambodge, le Viêt Nam, la Malaisie, l'Indonésie, et l'archipel indo-australien (McDiarmid

et al., 1999). Groombridge et Luxmoore (1991) considéraient comme possible sa présence en Inde.

D'après Groombridge et Luxmoore (1991), l'état de la population de cette espèce était assez mal connu, mais ces auteurs faisaient remarquer que de nombreuses populations pourraient être localement diminuées. D. Natusch, (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) a lui aussi souligné le manque d'information objective concernant la taille et l'état de la population de *P. reticulatus* dans l'ensemble de son aire de répartition.

Menaces : La collecte pour le commerce des peaux était considérée comme la principale menace de *P. reticulatus* (Groombridge et Luxmoore, 1991 ; Auliya, 2013 ; Natusch, D. comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013), bien que cette espèce soit considérée relativement tolérante à des taux d'exploitation élevés grâce à sa croissance rapide, sa maturation précoce, son taux de reproduction élevé, ses besoins assez généralistes en matière d'habitat et son caractère discret (Shine *et al.*, 1999). D'autres auteurs considéraient eux aussi que *P. reticulatus* affichait une certaine faculté à supporter des niveaux de collecte relativement intenses (Webb *et al.*, 2000 ; D. Natusch, comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013).

Groombridge et Luxmoore (1991) considéraient également que l'altération de l'habitat représentait une menace pour cette espèce, et d'après Auliya (2006) elle pourrait être très dépendante des habitats marginaux à végétation dense associés aux zones cultivées, et la conversion des terres à la monoculture était susceptible de menacer les populations.

Vue d'ensemble concernant le commerce et la gestion : D. Natusch (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) a manifesté son inquiétude concernant les gros volumes d'exportation de peaux de *P. reticulatus* originaires de pays dont la capacité de production à ces niveaux était sujette à caution. Kasterine *et al.* (2012) avaient suggéré que le volume de contrebande de pythons depuis l'Asie du sud-est pouvait avoisiner le volume du commerce légal.

Kasterine *et al.* (2012) avaient fait remarquer que des peaux de *Python* spp. étaient acheminées en contrebande avec d'autres cargaisons, mélangées et empilées avec des peaux de provenance légale, et exportées en falsifiant les données concernant les quantités, le pays d'origine ou la source.

D. Natusch (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) considéraient que les lois sur la collecte des principaux pays d'origine étaient rarement respectées, et que les quotas concernant la collecte de spécimens sauvages étaient arbitrairement et régulièrement dépassés.

C. Étude pays par pays

CAMBODGE

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Les premiers enregistrements font état de la présence de *P. reticulatus* à travers tout le Cambodge, et notamment en milieu marécageux (Bourret, 1939, in : Groombridge et Luxmoore, 1991). Plus récemment, sa répartition au Cambodge avait été décrite comme inégale (M. Auliya, comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) ; il existait des enregistrements pour la partie nord-ouest de la région des Cardamomes (sud-ouest du Cambodge) (Grismer *et al.*, 2008a, 2008b), Trapeang Chan (Cambodge occidental) (Saint Girons, 1972, in : Auliya, 2006), et la zone du grand lac de Tonlé Sap (Campbell *et al.*, 2006).

Tendances et état de la population : M. Auliya (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) a indiqué qu'aucune étude visant à obtenir des informations substantielles sur le statut de cette espèce n'avait été entreprise au Cambodge. Toutefois, *P. reticulatus* avait été classée

parmi les “espèces communes” par le ministère cambodgien de l’Agriculture, de la foresterie et des pêcheries (Cambodge, 2007), et D. Natusch (comm. pers. à l’UNEP-WCMC, 2013) avait noté que les populations sauvages du Cambodge étaient probablement stables.

Menaces : D’après Martin et Phipps (1996), *P. reticulatus*, “espèce importante dans le commerce au Cambodge”, était utilisée à des fins médicinales, pour la confection d’articles de cuir, et comme animal de compagnie. Ces auteurs estimaient qu’environ 200-300 kg de *Python* spp. provenant de toutes les provinces du pays se vendaient quotidiennement à Phnom Penh.

Commerce : Le Cambodge avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2012, mais n’avait publié aucun quota d’exportation CITES concernant *P. reticulatus*. D’après les informations de la base de données sur le commerce CITES, ce pays n’avait notifié aucun commerce direct de *P. reticulatus* sur 2002-2012. Selon les pays importateurs, le commerce direct de *P. reticulatus* provenant du Cambodge signalé sur la période 2002-2012 n’était constitué que d’un morceau de peau de source inconnue importé par les États-Unis directement depuis ce pays en 2007, à titre d’effets personnels. Quant au commerce indirect notifié sur 2002-2012, il n’était constitué que d’une peau de source sauvage réexportée via le Japon vers les États-Unis à des fins commerciales en 2002, signalée par le seul pays importateur.

Martin et Phipps (1996) avaient manifesté leurs inquiétudes concernant les exportations illicites de vie sauvage depuis le Cambodge : la plupart des *Python* spp. seraient exportées vivantes vers le Viêt Nam, souvent en vue d’un transit ultérieur vers la Chine ou Taïwan, PdC, pour le commerce des peaux. D’après D. Natusch (comm. pers. à l’UNEP-WCMC, 2013), malgré les inquiétudes concernant des serpents cambodgiens collectés et expédiés au Viêt Nam pour y être vendus à des fermes d’élevage, les preuves susceptibles de confirmer cette possibilité faisaient défaut.

Gestion : La loi de Foresterie de 2002 stipule que l’importation/exportation de toute espèce sauvage “commune” requiert un permis délivré par l’Administration forestière, après approbation du ministère de l’Agriculture, de la foresterie et des pêcheries (Cambodge, 2002). Cependant, Auliya (2011) considérait que la législation cambodgienne en vigueur en matière de chasse et de commerce de serpents était peu claire.

INDONESIE

Distribution dans l’État de l’aire de répartition : D’après Groombridge et Luxmoore (1991), *P. reticulatus* était largement répandue en Indonésie, sauf en Nouvelle-Guinée. Auliya (2006) avait signalé sa présence à Sumatra et dans les îles associées, à Célèbes et dans les îles au large, dans les Petites îles de la Sonde, à l’ouest et l’est de Kalimantan (Bornéo) et des îles au large, à Java (y compris Jakarta) et dans les îles associées, aux îles Moluques et en Papouasie (enregistrements non-confirmés).

Tendances et état de la population : Auliya (2006) avait noté le manque de données disponibles concernant la taille de la population de *P. reticulatus*, mais signalé un minimum de dix-neuf spécimens rencontrés sur une zone d’étude de 4,4 km², à l’ouest de Kalimantan.

Iskandar et Erdelen (2006) avaient souligné la difficulté à collecter des données de terrain pertinentes pour l’estimation de la durabilité de la collecte de *P. reticulatus* en Indonésie.

Groombridge et Luxmoore (1991) avaient rappelé que différents auteurs considéraient cette espèce de commune à peu commune dans le pays ; De Haas la considérait rare dans l’ouest de Java (1941), de même que Lang et Vogel à Célèbes (2006), et Abel dans les plantations de palmiers à huile du nord de Sumatra (1998). Toutefois, sa faculté de camouflage et la difficulté de sa capture avaient été soulignées par Abel (1998) et Auliya (2006).

Les vendeurs de reptiles avaient signalé des déclin de *P. reticulatus* dans l'ouest de Kalimantan (Auliya, 2006) et le nord de Sumatra (Shine *et al.*, 1999 ; Keogh *et al.*, 2001), ce qui, d'après ces auteurs, était peut-être lié à l'expansion des zones agricoles. Riquier (1998) avait notifié des taux de capture relativement importants à l'ouest de Kalimantan, peut-être parce que la pression cynégétique y était moindre que dans d'autres îles indonésiennes.

Menaces : Cette espèce est capturée en milieu rural, en forêt et à proximité de l'eau, pour le commerce des peaux (Groombridge et Luxmoore, 1991 ; Shine *et al.*, 1999 ; Auliya, 2006).

Groombridge et Luxmoore (1991) avaient signalé des affaiblissements de la population locale entraînés par la collecte, et faisaient remarquer qu'"en Indonésie, les négociants ne font généralement état que d'une légère diminution de la disponibilité de peaux de *P. reticulatus*, mais jusqu'à un certain point cela est dû à l'expansion continue de la surface de la zone de capture des serpents, et à ce que de plus en plus de gens participent à la collecte". De façon similaire, pour Auliya (2006), les déclin de *P. reticulatus* résultait de l'augmentation des zones de chasse, et les quotas établis n'étaient atteints que parce que les spécimens de cette espèce provenaient de régions plus éloignées que dans les années 1990.

Luiselli *et al.* (2012) avaient averti que la combinaison, d'une part, de l'augmentation rapide des quantités de *P. reticulatus* légalement exportées depuis l'Indonésie, et d'autre part de la diminution du couvert forestier, tendait à indiquer que les taux de collecte actuels n'étaient pas durables, et requéraient plus amples recherches. La collecte aurait des répercussions potentiellement importantes sur les populations en Indonésie, un grand nombre de serpents étant tués avant même d'avoir atteint leur maturité sexuelle (Kasterine *et al.*, 2012).

Cependant, comme l'avaient fait remarquer Iskandar et Erdelen (2006) "curieusement, les forts taux de collecte n'ont pas entraîné d'extinctions à grande échelle de certaines populations, loin de là". D'après Shine *et al.* (1999) "il est peu probable que le commerce de peaux provoque une extinction des pythons réticulés de leur aire de répartition indonésienne. Certes, le grand nombre d'animaux collectés pour le commerce des peaux diminue l'abondance locale des pythons, et pourrait même éradiquer ces animaux de certains petits secteurs dont l'habitat est fortement fragmenté. Mais si cette question est centrale en termes de durabilité du commerce, on n'envisage toutefois pas de possibilité d'extinction". De façon similaire, D. Natusch (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) considérait que malgré la diminution, en valeur absolue, du nombre de serpents dans la nature provoquée par la collecte, il n'existait pas de preuve d'un déclin continu et à long terme de *P. reticulatus* dans la nature en Indonésie imputable au commerce des peaux.

L'OG et l'AS CITES d'Indonésie (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a fait remarquer que la biologie de cette espèce lui permettait de supporter de hauts niveaux de collecte et que, malgré des déclin locaux de cette espèce, aucun effondrement de la population naturelle n'avait eu lieu, malgré un commerce continu sur six décennies, ce qui semblait indiquer que la durabilité avait été atteinte (OG et AS CITES d'Indonésie, 2013).

Auliya (2006) avait fait remarquer que les chasseurs et les vendeurs de reptiles locaux du nord de Sumatra avaient signalé la rareté de *P. reticulatus* dans les monocultures extensives, telles que les plantations de palmiers à huile, dépourvues d'environnements aquatiques ; cet auteur suggérait aussi que les couronnes des palmiers à huile n'étaient pas des sites favorables au repos de *P. reticulatus*. Par contre, Shine *et al.* (1999) considérait que les plantations de palmiers à huile constituaient un habitat adéquat pour les pythons de taille plus modeste, grâce à l'abondance de rongeurs (proies), et tant l'OG que l'AS CITES d'Indonésie (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) ont souligné le rôle des plantations de palmiers à huile pour conserver la durabilité des collectes de *P. reticulatus*.

Outre la collecte pour le commerce, *P. reticulatus* était également capturée parce que ces serpents sont jugés dangereux pour le bétail et les enfants, et qu'ils représentent aussi une source de nourriture dans certaines zones (OG et AS CITES d'Indonésie, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Shine *et al.* (1999) avaient signalé qu'à Sumatra, la plupart des spécimens de *P. reticulatus* trouvés par les populations locales, même lorsqu'ils n'étaient pas capturés pour

le commerce des peaux, étaient tués pour leur viande ou en tant que nuisibles. D'après Shepherd *et al.* (2004), toujours à Sumatra, les petits spécimens étaient capturés pour le commerce d'animaux de compagnie, mais ces auteurs faisaient remarquer que les bénéfices obtenus par la capture de plus grands spécimens pour le commerce des peaux étaient plus importants.

Commerce : L'Indonésie avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2011, et publié des quotas d'exportation pour des peaux et des spécimens vivants de *P. reticulatus* sauvages tous les ans de 1997 à 2013 ; depuis 2005, le quota inclut aussi les produits à base de peaux (Tableau 1). D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, les quotas de spécimens vivants semblaient avoir été dépassés en 2004 et 2008 d'après les données notifiées par l'Indonésie, mais pas d'après celles fournies par les pays importateurs. L'Indonésie n'avait pas spécifié si ses rapports annuels de 2004 et 2008 avaient été établis en fonction des permis délivrés ou du commerce réel. Les quotas concernant les peaux et produits de peaux semblaient avoir été dépassés en 2002, puis tous les ans pendant la période 2005-2011, d'après les données notifiées par l'Indonésie, et en 2005 et sur 2008-2011 d'après celles des pays importateurs. Le rapport annuel de l'Indonésie pour 2002 reposait sur le commerce réel, celui de 2011 avait été établi compte tenu des permis délivrés, et les bases des autres rapports annuels n'étaient pas spécifiées.

Toutefois, dans ses rapports annuels, l'Indonésie avait reflété ses articles à base de cuir (et, éventuellement, des morceaux de peau) sous forme de deux quantités : l'une représentant le nombre de produits de cuir/morceaux de peau commercialisés, c'est-à-dire la quantité saisie dans la base de données sur le commerce CITES ; et l'autre représentant le nombre de peaux dont ces produits ou morceaux avaient été tirés. Si l'on ajoute ce dernier chiffre au nombre de peaux brutes notifiées par l'Indonésie, les totaux ne dépassent pas les quotas de 2005-2009 ni ceux de 2011. Le quota de 2010 avait été dépassé de 400 unités, mais l'Indonésie avait signalé cette année-là 400 morceaux de peau en incluant le commentaire "déchets issus du traitement de peaux de serpents : aucun quota établi". Si l'on retranche ces 400 morceaux, le commerce en 2010 était lui aussi resté en-deçà du quota.

Les exportations directes de *P. reticulatus* depuis l'Indonésie sur 2002-2012 étaient principalement constituées de peaux de source sauvage échangées à des fins commerciales ; de grandes quantités d'articles à base de cuir et de spécimens vivants, pour la plupart de source sauvage et échangées à des fins commerciales, avaient aussi été notifiées dans le commerce (Tableau 2). La quantité de peaux exportées est restée relativement constante, mais les exportations d'articles à base de cuir ont affiché une nette augmentation ; le commerce de spécimens vivants avait décliné tout au long de cette décennie, et les chiffres notifiés par les pays importateurs étaient considérablement inférieurs à ceux communiqués par l'exportateur. Le principal pays importateur de peaux était Singapour, les principaux pays importateurs de produits de peaux étaient la France et le Japon, et le principal pays importateur de spécimens vivants était les États-Unis. Les pays importateurs avaient aussi notifié un certain nombre de spécimens saisis/confisqués pendant la période 2004-2011, dont 4 091 peaux et 1 785 articles de petite taille à base de cuir.

Les exportations indirectes de *P. reticulatus* depuis l'Indonésie sur 2002-2012 étaient principalement constituées de peaux et d'articles à base de cuir, pour la plupart de source sauvage, échangés à des fins commerciales.

Python reticulatus

Tableau 1. Quotas d'exportation CITES concernant des *Python reticulatus* sauvages depuis l'Indonésie, et exportations directes globales, telles que notifiées par les pays importateurs et par l'exportateur (à l'exclusion des échanges commerciaux renseignés en longueur ou poids), 2002-2013 (les données sur le commerce pour 2012-2013 n'étaient pas encore disponibles). (Pour chaque année, le commerce de termes non soumis au quota pour une année donnée est en grisé.)

Communiqué par		2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Quota (vivants)		4500	5000	4500	4500	4500	4500	4500	4500	4500	4500		4500
Quota (peaux et produits de peaux)		157500♦	157000♦	157500♦	157500	157500	157500	157500	157500	157500	157500	162000■	157500
Vivants	Importateur	2092	1778	1732	1988	2074	2111	1647	1246	540	521		
	Exportateur	4425	3901	4887	4272	3869	4353	4599	3816	2912	3114		
Peaux	Importateur	71374	54271	77327	165924	147212	140523	156340	153753	141579	152852		
	Exportateur	161408	153062	151479	152180	151425	154703	154655	154955	152997	151720		
produits de peaux	morceaux de peau	Importateur		115	69			142	25	331	206		
		Exportateur	4600				1	2		80817			
	vêtements	Importateur				1		9	1	70	4		
		Exportateur											
	articles de grande taille à base de cuir	Importateur			4	139	432	627	100	84	200	291	
		Exportateur											
	articles de petite taille à base de cuir	Importateur	1324	647	9448	3131	7409	14365	2508,5	21678	50319	31957	
		Exportateur	7159	3641	9256	7588	10430	18531	14426	36649	52601	56627	
Totaux partiels	Importateur		1324	762	9521	3271	7841	15001	2751,5	21787	50920	32458	
		Exportateur	11759	3641	9256	7588	10431	18533	14426	36649	133418	56627	
Totaux partiels (peaux et produits de peaux)	Importateur		72698	55033	86848	169195	155053	155524	159091,5	175540	192499	185310	
		Exportateur	173167	156703	160735	159768	161856	173236	169081	191604	286415	208347	
Total (vivants, peaux et produits de peaux)	Importateur		74790	56811	88580	171183	157127	157635	160738,5	176786	193039	185831	
		Exportateur	177592	160604	165622	164040	165725	177589	173680	195420	289327	211461	

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Clé : ♦ = hors produits de peaux ; ■ = y compris spécimens vivants

Python reticulatus

Tableau 2. Exportations directes de *Python reticulatus* depuis l'Indonésie (à l'exclusion des saisies/confiscations et échanges commerciaux portant sur des termes ou unités dont le total <500 unités), 2002-2011. La plupart des échanges visaient des fins commerciales. (Le rapport annuel de l'Indonésie pour 2012 n'avait toujours pas été reçu ; aucun commerce n'avait été notifié en 2012).

Terme	Unité	Source	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total	
Vivants	-	W	Importateur	2092	1778	1732	1988	2074	2111	1647	1246	540	521	15729	
			Exportateur	4425	3901	4887	4272	3869	4353	4599	3816	2912	3114	40148	
		C	Importateur		23	50	2			8	144	56	50	333	
			Exportateur					33			416	256	57	762	
		F	Importateur	13		121	487	149	87	95	127	20			1099
			Exportateur	77	129	946	888	340	203	636	139	159	226		3743
	Peaux	m	W	Importateur			1100								1100
				Exportateur											
-		W	Importateur	71374	54271	77327	165924	147212	140523	156340	153753	141579	152852	1261155	
			Exportateur	161408	153062	151479	152180	151425	154703	154655	154955	152997	151720	1538584	
		C	Importateur												
			Exportateur	300											300
		F	Importateur												
			Exportateur	30											30
		O	Importateur											400	400
			Exportateur												
Morceaux de peau		-	W	Importateur		115	69				142	25	331	206	888
				Exportateur	4600				1	2			80817		85420
		C	Importateur			8								8	
			Exportateur												
	Viande	kg	W	Importateur	6000	13230	20240	28470	15327,2	16730					99997,2
				Exportateur		19500	26250	31000	15750	12150		4000	2000	50	
	-	W	Importateur					500						500	
			Exportateur	5000											7000
articles à base de cuir (petits et grands)	-	W	Importateur	1324	647	9452	3270	7841	14992	2608,5	21762	50519	32248	144663,5	
			Exportateur	7159	3641	9256	7588	10430	18531	14426	36649	52601	56627	216908	
		R	Importateur						4					4	
			Exportateur												
		C	Importateur					134	36	12				182	
			Exportateur												
		F	Importateur						12	11					23
			Exportateur												
		-		Importateur									1278		1278
				Exportateur											

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

L'OG et AS CITES d'Indonésie (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) ont fait remarquer que la collecte et le commerce de *P. reticulatus* en Indonésie étaient monnaie courante, et concernaient probablement 28 provinces d'Indonésie sur 32.

Kasterine *et al.* (2012) avaient décrit le commerce illicite de *P. reticulatus* en Indonésie comme suit : “les chasseurs, stimulés par l'appât du gain, ignorent les quotas et continuent de collecter illicitement des serpents, qu'ils vendent aux abattoirs tout au long de l'année. Quant aux négociants, soucieux d'entretenir de bonnes relations d'affaires avec les abattoirs, ils continuent d'acheter des peaux même lorsque le quota est atteint”. Shepherd *et al.* (2004), qui avaient conduit des études mensuelles sur les marchés de vie sauvage à Medan (province du nord de Sumatra) entre 1997 et 2001, avaient remarqué que les spécimens de *P. reticulatus* échangés sur ces marchés n'étaient pas inclus dans le système de quotas de l'Indonésie.

Il existe des rapports de contrebande de peaux de *P. reticulatus* depuis l'Indonésie via Singapour (TRAFFIC, 2011 ; Kasterine *et al.*, 2012). Cependant, l'OG CITES d'Indonésie (2011) a affirmé que le suivi de la contrebande de serpents entre 2006 et 2010 avait été couronné de succès, et l'OG et AS CITES d'Indonésie (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) ont signalé que si la collecte illicite n'est bien sûr pas enregistrée, il ne s'agit là que d'une quantité négligeable, ces spécimens ne pouvant être vendus ni à des intermédiaires, ni à des collecteurs, ni à des exportateurs.

Gestion : La collecte à l'intérieur des zones protégées est interdite (OG CITES d'Indonésie, 2011), mais le braconnage de vie sauvage et autre formes d'empiètement dans les zones protégées d'Indonésie étaient devenus des problèmes majeurs (OG et AS CITES d'Indonésie, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

En se fondant sur des études conduites en 2012 dans le nord de Sumatra et le centre de Kalimantan, l'OG et AS CITES d'Indonésie (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) ont signalé que plus de 70 p. cent des collectes étaient effectuées dans des plantations de palmiers à huile, et que près de 7 million d'hectares de plantations appropriées de palmiers à huile seront récoltées en Indonésie en 2012, principalement à Sumatra et Kalimantan. L'OG et AS CITES d'Indonésie, (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) considéraient qu'en-dehors des zones protégées, les habitats les plus traditionnels, comme les forêts — moins facilement accessibles aux chasseurs — jouaient aussi le rôle de “zones de non-capture”, et avaient aussi signalé que certaines plantations de palmiers à huile n'autorisaient pas la collecte de *P. reticulatus*.

L'industrie du serpent en Indonésie est représentée par une seule organisation (IRATA), qui joue un rôle majeur en matière d'assistance au gouvernement pour le suivi et la recherche (OG et AS CITES d'Indonésie, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). L'OG et AS CITES d'Indonésie, (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) ont fait remarquer que l'IRATA et les autorités indonésiennes avaient fait des efforts considérables pour améliorer la réglementation et le suivi des collectes de reptiles au cours des dernières années ; que les négociants, désormais bien conscients de la nécessité de garantir des collectes durables, avaient soutenu de bon gré le travail de recherche ; et qu'un certain nombre d'études de terrain avaient été entreprises.

Les quotas annuels d'exportation de peaux sont établis séparément pour chaque province ; ils reposent fondamentalement sur les antécédents de captures, mais tiendraient compte des recommandations de l'AS et de l'information sur la taille et les tendances de la population, des classes d'âge et de taille, le cas échéant, ainsi que des conditions environnementales (OG CITES d'Indonésie, 2011 ; OG et AS CITES d'Indonésie, 2013). Les quotas étaient très proches du nombre de spécimens de *P. reticulatus* collectés pour le commerce, et près de 99 p. cent de toutes les peaux de *P. reticulatus* étaient exportées (OG et AS CITES d'Indonésie, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Les collecteurs et exportateurs de serpents doivent être titulaires d'une licence délivrée par le Directeur général de la Protection de la forêt et de la conservation de la nature pour être admissibles à un permis d'exportation CITES (OG et AS CITES d'Indonésie, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Il a aussi été signalé que les *P. reticulatus* n'étaient pas élevés en captivité pour le commerce des peaux, les coûts de production étant élevés (OG CITES d'Indonésie, 2011).

Kasterine *et al.* (2012) avaient recommandé à l'Indonésie de suivre le stockage des peaux, voire de mettre en place un système d'étiquetage pour contrôler tout éventuel blanchiment des peaux de source illicite par "empilage". L'OG et AS CITES d'Indonésie (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) ont signalé qu'un système d'étiquetage permettant de spécifier l'année de la collecte avait été introduit en 1994, et qu'il n'y avait presque plus d'empilage, la plupart des peaux de *P. reticulatus* étant exportées peu après avoir été obtenues.

Lors de l'atelier CITES sur le commerce des serpents en Asie, en 2011, l'OG CITES d'Indonésie (2011) avait déclaré que la protection de *P. reticulatus* dans le pays requérait de plus amples recherches concernant l'état de la population, le contrôle de la destruction de l'habitat et le commerce, ainsi que la mise en oeuvre de programmes éducatifs.

REPUBLIQUE DEMOCRATIQUE POPULAIRE LAO

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Groombridge et Luxmoore avaient fait remarquer, dès 1991, que *P. reticulatus* était rencontrée dans toute la République démocratique populaire Lao (ci-après, "RDP Lao"), notamment en milieux marécageux, et qu'elle était plus commune dans les provinces du centre et du sud (Bourret, 1939 et Deuve, 1970, in : Groombridge et Luxmoore, 1991). Duckworth *et al.* (1999) considéraient *P. reticulatus* largement répandue en RDP Lao et Stuart (1998) avait enregistré sa présence au cours d'enquêtes dans la Zone nationale de conservation de la biodiversité (ci-après, "ZNCB") de Nam Et-Phou Louey, dans la province de Houaphanh (nord-est de la RDP Lao).

Tendances et état de la population : Le statut global des populations sauvages de *P. reticulatus* en RDP Lao est inconnu (D. Natusch, comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013).

D'après Deuve (1970), in : Groombridge et Luxmoore (1991)), *P. reticulatus* n'était pas peu commune en RDP Lao, mais les populations avaient subi un déclin significatif par suite de l'utilisation locale et du commerce d'exportation (Groombridge et Luxmoore, 1991). D'après Duckworth *et al.* (1999), *P. reticulatus* était "potentiellement en danger en RDP Lao". Au cours d'une étude dans la ZNCB de Nam Et-Phou Louey (nord-est de la RDP Lao) en 1998, *P. reticulatus* avait été qualifiée de "beaucoup plus rare", en termes d'abondance, que dix ans auparavant (Stuart, 1998). Lors d'enquêtes réalisées auprès des ménages de vingt-quatre villages de la Zone nationale protégée de Nam Ha (nord-ouest de la RDP Lao) pendant la période 2002-2003, treize p. cent des foyers considéraient que *P. reticulatus* affichait "une abondance décroissante" (Johnson *et al.*, 2003).

Menaces : D'après Duckworth *et al.*, (1999), le degré de menace de *P. reticulatus* imputable à la collecte et au commerce en RDP Lao était élevé. Stuart (1998) avait fait remarquer que dans la ZNCB de Nam Et-Phou Louey, les *P. reticulatus* étaient tués comme gibier et pour leur peau, et aussi parce qu'on les accusait de dévorer des chiens domestiques (Stuart, 1998, in : Duckworth *et al.*, 1999).

D. Natusch (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) considérait que les *P. reticulatus* de RDP Lao étaient capables de supporter de hauts niveaux de collecte.

Commerce : La RDP Lao est devenue Partie de la CITES en 2004 ; ses rapports CITES annuels avaient été reçus pour les années 2006-2009, mais elle n'avait publié aucun quota d'exportation CITES concernant *P. reticulatus*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, la RDP Lao n'avait notifié aucun commerce direct de cette espèce. Le commerce direct de *P. reticulatus* depuis la RDP Lao notifié par les pays importateurs (la Malaisie et Singapour) pendant la période 2002-2012 était constitué de peaux de spécimens élevés en captivité, échangées à des fins commerciales : 5 000 peaux en 2009, 20 000 peaux en 2010, et 96 000 peaux en 2011, ainsi qu'un article de cuir de grande taille notifié comme saisie/confiscation en 2007.

Aucun commerce indirect de *P. reticulatus* provenant de RDP Lao n'avait été signalé avant 2009. Le commerce indirect sur 2009-2011 était principalement constitué de peaux de spécimens élevés en captivité, au total 91 010 peaux d'après la RDP Lao, et 90 304 peaux selon par les pays importateurs ; 1 000 autres peaux de source sauvage avaient aussi été réexportées en 2010 (notifiées par le seul pays réexportateur).

Nash (1997) avait signalé que des peaux de *P. reticulatus* faisaient régulièrement l'objet de transactions dans le sud de la RDP Lao, et que des spécimens étaient commercialisés comme nourriture et comme ingrédients pour la médecine traditionnelle. De petites quantités de *P. reticulatus* étaient aussi vendues à des négociants à Paksé (sud-ouest de la RDP Lao), avant d'être acheminées, en contrebande, vers la Thaïlande (Nash, 1997). D'après Groombridge et Luxmoore (1991), les négociants de Thaïlande avaient signalé avoir reçu régulièrement des peaux de *Python* spp. depuis la RDP Lao, pour la réexportation. Chazee (1990) in : Srikosamatara *et al.* (1992) avait constaté la vente de *P. reticulatus* sur les marchés de la province d'Attapeu, dans le sud de la RDP Lao.

Gestion : La principale législation en matière de protection d'espèces végétales et animales menacées en RDP Lao est la Réglementation (*Regulation*) 360, décrétée par le ministère de l'Agriculture et de de la foresterie (Auliya, 2011). *P. reticulatus* est inscrite à l'Article 18 de Réglementation 360, dans la "Liste 1" d'espèces : "Espèces restreintes, sauvages et aquatiques" ; les espèces de cette liste sont gérées rigoureusement, et toute activité en rapport avec celles-ci requiert l'approbation du ministère de l'Agriculture et de la foresterie (Auliya, 2011). Toute chasse d'espèce "restreinte", que ce soit dans un but commercial ou à d'autres fins, est illicite (Singh, 2008).

Cependant, Johnson *et al.* (2003) avaient fait remarquer la nécessité d'un renforcement de la mise en œuvre de la réglementation aussi bien dans les centres urbains que dans les villages des environs de la Zone nationale protégée de Nam Ha (nord-ouest de la RDP Lao) afin d'empêcher la chasse et l'usage d'animaux protégés par la Loi ; quant à Nash (1997), il considérait que les lois sur le commerce de faune sauvage "n'avaient probablement guère eu d'effets en profondeur ni à grande échelle dans les communautés rurales où ledit commerce se déroule ou dont sont originaires les chasseurs et négociants ruraux, ceux-ci étant souvent incapables de parler ni de lire le laotien".

Kasterine *et al.* (2012) avaient fait remarquer que toutes les peaux de *P. reticulatus* exportées en 2009 et 2010 depuis la RDP Lao provenaient de spécimens élevés dans une même ferme de RDP Lao, et que TRAFFIC avait soulevé des doutes quant à l'authenticité des exportations de peaux de *P. reticulatus* réputés élevés en captivité depuis la RDP Lao. Ces doutes reposaient sur des inquiétudes concernant la capacité d'une seule ferme à produire un tel nombre d'animaux (l'installation affiche une production annuelle de plus de 70 000 spécimens de *Python* spp. élevés en captivité), les coûts de l'élevage, de la nourriture et du maintien en captivité des serpents jusqu'à ce qu'ils atteignent la taille sacrificielle étant bien supérieurs aux prix du marché (Kasterine *et al.*, 2012). Kasterine *et al.* (2012), après avoir pris des dispositions pour visiter cette ferme en 2012 et d'y rencontrer sur place les agents CITES de RDP Lao, avaient communiqué ce que suit :

"Les agents CITES de RDP Lao avaient fourni quelques informations sur la ferme, sous forme de photographies ; toutefois, celles-ci ne prouvaient nullement que des pythons y soient réellement élevés en captivité. Des efforts avaient été réalisés pour organiser une visite de la ferme, et cet établissement avait été informé bien à l'avance de l'étude, étayée d'une lettre d'autorisation visée par le Département gouvernemental de ressort ; toutefois, le propriétaire a fait savoir qu'il refusait de nous laisser visiter l'installation pour deux raisons : premièrement, parce que les serpents avaient tous été sortis de la ferme pour la nettoyer, et

deuxièmement parce que ledit propriétaire se trouvait au Viêt Nam pour un traitement médical, et ne pouvait donc pas superviser la visite – bien qu’il ait été prévenu à l’avance de la visite des équipes de recherche. D’autre part, le fils du propriétaire en question, qui travaille lui aussi dans l’affaire, est aussi employé du ministère du Commerce de RDP Lao (OG CITES de RDP Lao, pers. comm.). Compte tenu de l’expérience de cette visite de terrain, du comportement évasif du propriétaire de la ferme, et en l’absence de toute preuve du contraire, notre recherche suggère qu’il est peu probable que l’élevage en captivité en RDP Lao soit réalisé à une échelle proche des chiffres d’exportation officiels. Il est possible, quoique non avéré, que ladite ferme joue un rôle de façade pour le blanchiment de peaux de source illicite, en faisant usage de permis douteux. Tout bien considéré, le commerce de peaux de pythons réticulés depuis la RDP Lao est fort suspect”.

D’après D. Natusch (comm. pers. à l’UNEP-WCMC, 2013), cette ferme n’élèverait pas plus de serpents qu’elle ne se consacrerait au blanchiment de pythons capturés dans la nature ; par contre, elle vendrait des permis aux pays voisins pour leur faciliter l’exportation de peaux indonésiennes et malaisiennes.

MALAISIE

Distribution dans l’État de l’aire de répartition : Sa présence avait été signalée en Malaisie péninsulaire, ainsi que dans les États de Sabah et Sarawak, à Bornéo (Groombridge et Luxmoore, 1991 ; McDiarmid *et al.*, 1999). En Malaisie péninsulaire, elle était apparemment rencontrée dans les habitats adéquats à travers toute la péninsule (Groombridge et Luxmoore, 1991 ; Cox *et al.*, 1998), et à Sabah sa présence en milieu boisée avait été constatée (Groombridge et Luxmoore, 1991). Cette espèce avait aussi été signalée dans le Gunung Bubu (nord-ouest de la Malaisie péninsulaire) (Grismer *et al.*, 2010), dans l’île Tioman (Lim et Lim, 1999 ; Grismer *et al.*, 2004) et dans l’archipel de Langkawi (Grismer *et al.*, 2006).

Tendances et état de la population : Groombridge et Luxmoore (1991) affirmaient que Cantor (1847) avait autrefois signalé que “cette espèce était très fréquente au XIX^e siècle dans les collines et les vallées malaisiennes”. Vers la fin du XIX^e siècle, parmi les serpents les plus communs figuraient des pythons de jusqu’à 6 m (20 pieds), lesquels “n’étaient absolument pas rares” (Ridley, 1899). Ils étaient encore très communs à la fin des années 1950 en Asahan et à Malacca. [...] De façon similaire, ils resteraient encore assez communs malgré l’exploitation, et faciles à observer (B. H. Kiew *in litt.*, 25 février 1986). Ils sont toujours abondants dans l’État de Perlis, au sein du périmètre de sécurité du nord de la Malaisie péninsulaire (S. Ambu, *in litt.*, 17 février 1986), mais la perturbation et la perte d’habitat, la persécution et l’exploitation comme gibier occasionneraient une mortalité appréciable dans de nombreuses autres parties de la péninsule où, par voie de conséquence, cette espèce pourrait souvent être “moins qu’abondante”. [...]

Elle était jadis commune au Sarawak (Shelford, 1916), où elle avait ensuite été réputée largement répandue et commune (H. Watson *in litt.*, 17 mars 1986). Toutefois, au cours d’intensives études herpétologiques de terrain sur trois sites en forêts primaires pluvieuses au Sarawak (Nanga Tekalit, 366 jours ; Labang, 128 jours ; Sengai Pesu, 160 jours), *P. reticulatus* n’avait été observée, respectivement, qu’à huit, dix et quatre occasions (R.F. Inger *in litt.*, 5 mars 1986). Les niveaux de population au Sabah sont inconnus, mais il semble que *P. reticulatus* y soit plus commune que *P. curtus* (OG CITES de Malaisie, 1985”).

D. Natusch (comm. pers. à l’UNEP-WCMC, 2013) considérait qu’il n’y avait pas de preuve de déclin soutenu et à long terme des populations sauvages de *P. reticulatus* imputable au commerce des peaux en Malaisie.

Menaces : D’après le Département de la vie sauvage et des parcs nationaux (ci-après, “DWNP”, selon le sigle anglais), *P. reticulatus* avait été l’espèce la plus collectée en Malaisie

péninsulaire en 2006 (148 207 spécimens notifiés) et en 2007 (125 650 spécimens notifiés) (DWNP, 2006, 2007).

Commerce : La Malaisie avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2011. Le Groupe d'examen scientifique CITES de l'Union européenne (SRG) avait suspendu le commerce de *P. reticulatus* sauvages depuis ce pays en 2002; cette suspension, conformément au Règlement de la Commission (CE) n° 757/2012 du 10/09/2012, reste en vigueur. La Malaisie avait publié des quotas d'exportation pour les *P. reticulatus* sauvages en 2002 et sur 2011-2013, mais les quotas de la Malaisie péninsulaire et ceux l'État de Sabah sont publiés séparément (Tableau 3): ce pays distingue entre le commerce depuis la Malaisie péninsulaire et depuis le Sabah dans ses rapports annuels; par contre, les pays importateurs ne font pas de distinction, ce qui complique l'analyse des quotas. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, les exportations de spécimens vivants et de peaux étaient restées en-deçà du quota de 2002 aussi bien d'après les données notifiées par la Malaisie pour la Malaisie péninsulaire, que d'après celles des pays importateurs. Quant au commerce concernant le Sabah notifié par la Malaisie, il était en-deçà du quota pour 2011, tandis que les échanges signalés par les pays importateurs semblaient dépasser le quota, mais ces derniers incluaient le commerce depuis l'ensemble de la Malaisie. Les données sur le commerce pour 2012-2013 n'étaient pas encore disponibles.

Tableau 3. Quotas d'exportation CITES concernant les *Python reticulatus* sauvages depuis la Malaisie et exportations directes globales, telles que signalées par les pays importateurs et par l'exportateur, 2002-2013. (Aucun quota n'avait été publié en 2003-2010; les données sur le commerce pour 2012 et 2013 n'étaient pas encore disponibles). (Pour chaque année, le commerce de termes non soumis au quota pour une année donnée est en grisé; la rubrique "divers" inclut les articles de petite taille à base de cuir, la viande et les vésicules biliaires, hors commerce renseigné en poids.)

Communiqué par		2002	2011	2012	2013
Quota (vivants)		1000■	-	-	500■
Quota (peaux)		280000■	-	-	162000■
Quota (all)		-	12000♦	12000♦	12000♦
vivants	Importateur	75			
	Exportateur	110■	♦		
peaux	Importateur	170529	99904		
	Exportateur	168627■	12000♦		
divers	Importateur	46	9		
	Exportateur	1■	♦		
Totaux partiels	Importateur	170650	99913		
	Exportateur	168738■	12000♦		

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Clé : ■ = ne s'applique qu'à la Malaisie péninsulaire/ données ne concernant que la Malaisie péninsulaire ; ♦ = ne s'applique qu'à Sabah / données ne concernant que Sabah

Les exportations directes de *P. reticulatus* depuis la Malaisie sur 2002-2012 étaient principalement constituées de peaux de source sauvage échangées à des fins commerciales; de grandes quantités de viande, en totalité de source sauvage, avaient également fait l'objet de transactions (Tableau 4). Le commerce de peaux tel que notifié par le pays exportateur avait augmenté entre 2010 et 2011, tandis que celui signalé par les pays importateurs avait légèrement diminué; le commerce de viande avait lui aussi augmenté entre 2010 et 2011, aussi bien d'après le pays exportateur que selon les importateurs. Le principal pays importateur de peaux était Singapour, et la RAS de Hong Kong importait la majeure partie de la viande.

Les exportations indirectes de *P. reticulatus* provenant de Malaisie sur 2002-2012 étaient principalement constituées d'articles à base de cuir et de peaux, pour la plupart de source sauvage, échangés à des fins commerciales.

Python reticulatus

Tableau 4. Exportations directes de *Python reticulatus* depuis la Malaisie (hors échanges commerciaux portant sur des termes dont le total <100 unités), 2002-2011. L'essentiel du commerce visait des fins commerciales. (Le rapport annuel de 2012 n'avait toujours pas été reçu ; aucun commerce notifié en 2012.)

Terme	Unité	Source	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total		
peaux	-	W	Importateur	170529	87637	133123	174625	182411	179871	174250	90093	119961	99904	1412404		
			Exportateur	168627	71342	121270	147472	166508	113721	168787	120401	105874	128639	1312641		
		C	Importateur	2							600		400	1740	2742	
			Exportateur	1500	1500											3000
			O	Importateur												
				Exportateur									360			360
morceaux de peau	-	W	Importateur		1				50		350			401		
			Exportateur													
articles de grande taille à base de cuir	-	W	Importateur		6				1303					1309		
			Exportateur													
articles de petite taille à base de cuir	-	W	Importateur	46	126	6			7	28	38	1316	9	1576		
			Exportateur	1	1	3	660	4					1		670	
		C	Importateur								2	36			38	
			Exportateur													
viande	-	W	Importateur													
			Exportateur				10078	19501				12000	12500	6254	60333	
	kg	W	Importateur	4617	1378	3254	10538	20227	35001,5	12520	22750	10890	22434	143609,5		
			Exportateur	6147	840	4154	1327		13549	1230	11950	5560	17200	61957		
vivants	-	W	Importateur	75	23	12	20	64	4	6	1			205		
			Exportateur	111	22	30	101	107	19	9	41	3	9	452		
		R	Importateur													
			Exportateur				40								40	
	C	Importateur	3					50	24	140	32			249		
		Exportateur						50	24		11			85		
vésicules biliaires	-	W	Importateur													
			Exportateur					83,5					73		156,5	
kg	W	Importateur				57	74	60	496,8			260,8	72,8	1021,4		
		Exportateur														
bile	-	W	Importateur													
			Exportateur				57		60						117	
kg	W	Importateur								12	421,1			433,1		
		Exportateur				29,4			698,8			200		928,2		
dérivés	kg	W	Importateur													
			Exportateur									375,1			375,1	

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP-WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

L'OG CITES malaisien (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) avait signalé l'exportation de 149 193 peaux en 2012. D'après la base de données sur le commerce CITES, les chiffres d'exportation de peaux fournis par l'OG CITES malaisien (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) sur 2005-2011 étaient en moyenne de 22 p. cent inférieurs à ceux actés dans les rapports CITES annuels malaisiens correspondants.

L'Union européenne avait interdit le commerce de *P. reticulatus* sauvages provenant de Malaisie péninsulaire à partir de 2002.

Gestion : L'espèce *P. reticulatus* est protégée en Malaisie péninsulaire – “Vie sauvage protégée”, au titre de l'Agenda (*Schedule*) 1^{er} de la loi de Conservation de la vie sauvage de 2010 (OG CITES malaisien *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) ; dans l'État de Sabah – Agenda 2, Partie 1^{ère} (“Animal protégé dont la chasse et la collecte requiert un permis”) du décret (*Enactment*) de protection de la vie sauvage, de 1997 (SWD, 1997) ; ainsi que dans celui de Sarawak (Agenda 1^{er}, Partie II de l'Ordonnance sur la protection de la vie sauvage, de 1998) (SFC, 2006). Par conséquent, la collecte, la possession et le commerce de cette espèce sont réglementés par un système de licences délivrées, respectivement, par le DWNP de Malaisie péninsulaire, le Département de la vie sauvage du Sabah, ou la Commission de foresterie du Sarawak.

L'OG CITES malaisien (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé que le DWNP avait volontairement établi des quotas d'exportation concernant *P. reticulatus* : 180 000 peaux sur 2005-2010, et 162 000 peaux sur 2011-2012 ; quant aux animaux vivants, le quota d'exportation annuel était de 500 sur 2005-2012, sauf en 2007, où il était de 450 (OG CITES de Malaisie, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). L'OG CITES malaisien (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) a aussi fait remarquer qu'un quota d'exportation “zéro” avait été imposé dans l'État de Sarawak, et qu'un quota de 12 000 peaux avait été établi pour celui de Sabah. Le quota du Sabah devait être reconsidéré pour tenir compte des résultats d'une étude d'ACNP en cours (OG CITES de Malaisie, comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013).

L'OG CITES malaisien (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a indiqué que cette espèce était collectée dans toute la Malaisie péninsulaire, mais surtout dans les États de Perak, de Pahang et de Johor. D'après les données fournies par le DWNP (2007), en 2007 ces trois États représentaient près de 60 p. cent des spécimens collectés en Malaisie péninsulaire, et la plupart du restant avait pour origine ceux du Selangor, du Negeri Sembilan et du Kedah.

Le DWNP avait entrepris une étude d'ACNP en trois phases concernant les *P. reticulatus* de Malaisie péninsulaire ; la première s'était déroulée au Selangor, au Perak et au Terengganu de mai à novembre 2011, la deuxième au Pahang et au Kedah de mai à novembre 2012 ; la troisième était encore en cours en 2013, et ses résultats n'avaient pas pu être transmis à temps pour septembre 2013 (OG CITES de Malaisie, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

PHILIPPINES

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : *P. reticulatus* est largement répandue aux Philippines, sa présence ayant été constatée à Basilan, Bohol, Cebu, Jolo, Leyte, Luçon, Masbate, Mindoro, Mindanao, Negros, Palawan, Panay, Polillo, Samar et Tawi-Tawi (Leviton, 1963, in : Groombridge et Luxmoore, 1991). On croyait auparavant que la limite nord de son aire de répartition était située à Luçon, mais O'Shea (2011) avait fait remarquer que l'espèce était aussi rencontrée dans l'île d'Itbayat, au nord des îles Batanes.

Tendances et état de la population : Alcalá (1986), in : Groombridge et Luxmoore (1991), avait signalé que *P. reticulatus* était commune dans l'ensemble des Philippines, tout en faisant remarquer qu'aucun serpent d'une longueur de plus de deux mètres n'avait été observé dans la province de Negros oriental au cours de la décennie précédente, ce qui suggérait une modification de la structure de la population (Groombridge et Luxmoore, 1991).

En 2004, le Département de l'environnement et des ressources naturelles avait inscrit *P. reticulatus* parmi les “autres espèces menacées”, en référence aux espèces n'étant ni

critiquement menacées, ni menacées, ni vulnérables, mais en situation de risque face à des facteurs adverses – tels que la surcollecte – dans toute leur aire de répartition, et susceptibles de rejoindre une catégorie plus vulnérable dans un proche avenir (Philippines, 2004). *P. reticulatus* est inscrite sur la Liste rouge philippine de faune sauvage (Auliya, 2011).

Menaces : Le changement de structure de la population de *P. reticulatus* à Negros était attribué à la destruction de la forêt et au fait que les habitants avaient pour coutume de tuer tous les serpents qu'ils rencontraient (Alcala *in litt.*, 1986, in : Groombridge et Luxmoore, 1991). Les gens de l'intérieur des terres admettaient manger du python à l'occasion, mais la chasse pour le commerce des peaux était jugée négligeable (Alcala *in litt.*, 1986, in : Groombridge et Luxmoore, 1991). Toutefois, d'autres rapports avaient signalé que *P. reticulatus* était chassée comme gibier par les communautés tribales, ainsi que pour sa peau, qui peut atteindre un prix élevé, et que la pression cynégétique avait peut-être été excessive (Alcala, 1986, in : Groombridge et Luxmoore, 1991).

Scheffers *et al.* (2012) avaient inscrit *P. reticulatus* sur la liste d'animaux braconnés dans une partie d'un Parc national forestier du sud de Luçon, et fait remarquer que la chasse (de toutes les espèces de ladite liste) était motivée aussi bien par la consommation directe que par la vente, et que l'application de la Loi dans la zone étudiée était réduite.

Commerce : Les Philippines n'avaient toujours pas transmis leurs rapports annuels CITES pour 2008 ni 2010-2012, et n'avaient publié aucun quota d'exportation CITES concernant *P. reticulatus*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, le commerce direct de *P. reticulatus* depuis les Philippines notifié pendant la période 2002-2012 était principalement constitué d'articles à base de cuir et de peaux, tous à des fins commerciales ; la plupart des articles à base de cuir étaient de source sauvage, tandis que la majeure partie des peaux provenaient de spécimens élevés en captivité (Tableau 5). L'essentiel du commerce de ces termes avait été notifiée par les seules Philippines. Le seul pays importateur ayant communiqué avoir importé directement depuis ce pays était les États-Unis ; les Philippines avaient officiellement exporté des *P. reticulatus* à neuf partenaires commerciaux en tout, et l'essentiel du commerce aurait rejoint l'Italie (peaux) et le Royaume Uni (articles à base de cuir).

Le seul commerce indirect de *P. reticulatus* provenant des Philippines sur 2002-2012 était constitué d'un morceau de peau de source sauvage réexporté, via les États-Unis, vers le Royaume de Bahreïn, à titre d'effets personnels, en 2008.

Tableau 5. Exportations directes de *Python reticulatus* depuis les Philippines (à l'exclusion des échanges commerciaux portant sur des termes dont le total <10 unités), 2004-2011. (Aucun commerce n'avait été signalé sur 2002-2003, ni en 2005, ni sur 2011-2012 ; les Philippines n'avaient toujours pas transmis leurs rapports annuels pour 2008 ni sur 2010-2012.)

Terme	Source	Finalité	Communiqué par	2004	2006	2007	2008	2009	2010	Total	
peaux	W	T	Importateur								
			Exportateur				108			108	
	C	T	Importateur								
			Exportateur				294			294	
	I	P	Importateur	1						1	2
			Exportateur								
articles à base de cuir (petits et grands)	W	T	Importateur		52	243			2	297	
			Exportateur					331		331	
	C	T	Importateur								
			Exportateur					95		95	
	I	P	Importateur	1				1		1	3
			Exportateur								

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

En mars 2006, deux caisses de serpents et autres reptiles, dont trois spécimens de *P. reticulatus* suspectés d'avoir été capturés dans la nature (TRAFFIC, 2010), avaient été saisies à l'aéroport international de Ninoy Aquino. La cargaison, dépourvue de documents d'exportation, était associée à un négociant de Penang, en Malaisie (TRAFFIC, 2010).

Gestion : D'après TRAFFIC (2010), toute la vie sauvage des Philippines est protégée, et seuls les reptiles élevés en captivité peuvent être exportés, sous réserve de fournir le permis *ad hoc*.

SINGAPOUR

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence de cette espèce avait été signalée par Cox *et al.* (1998) et Das (2010). D'après l'AS CITES de Singapour (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), elle était rencontrée dans l'ensemble du pays, y compris dans de nombreuses îles au large telles que Tekong, Ubon et Sentosa.

Tendances et état de la population : L'espèce était "encore loin d'être rare" en 1922, époque où plusieurs spécimens avaient capturés au sein des limites communales (Sworder, 1922, in : Luxmoore *et al.*, 1988). D'après Luxmoore *et al.* (1988), elle était encore assez fréquente vers le milieu des années 1980. Selon l'AS CITES de Singapour (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), elle était commune dans le pays.

Menaces : D'après l'AS CITES de Singapour (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), la principale menace de *P. reticulatus* dans ce pays sont les conflits avec l'homme, cette espèce considérant les animaux de compagnie et le bétail comme des proies. La déforestation n'était pas considérée comme une menace, cette espèce se montrant assez versatile face aux changements d'usage de l'habitat (AS CITES de Singapour, *in litt.* à l'UNEP-WCMC 2013).

Commerce : Singapour avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2011, mais n'avait publié aucun quota d'exportation CITES concernant *P. reticulatus*. Le groupe d'examen scientifique CITES de l'Union européenne (SRG) avait suspendu le commerce de *P. reticulatus* sauvages depuis Singapour entre 1997 et 2011. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, le commerce direct officiel – en grande majorité notifié par les seuls pays importateurs – de *P. reticulatus* depuis Singapour pendant la période 2002-2012 visait principalement des fins commerciales, et il était constitué de peaux de spécimens élevés en captivité, (Tableau 6). D'après les données des pays importateurs, le principal pays importateur était les États-Unis.

Le commerce indirect de *P. reticulatus* provenant de Singapour sur 2002-2012 était surtout constitué de d'articles à base de cuir provenant de source sauvage, élevé en captivité ou pré-Convention, exportés à des fins commerciales.

Tableau 6. Exportations directes de *Python reticulatus* depuis Singapour (hors spécimens commercialisés à des fins scientifiques), 2008-2011. (Aucun commerce n'avait été signalé sur 2002-2007 ni en 2012 ; le rapport annuel de Singapour pour 2012 n'avait toujours pas été reçu).

Terme	Source	Finalité	Notifié par	2008	2009	2010	2011	Total
peaux	W	T	Importateur					
			Exportateur					
	C	T	Importateur	300				300
			Exportateur					
petits articles de cuir (y compris vêtements)	W	T	Importateur			6		6
			Exportateur					
	C	T	Importateur		4	5	18	27
			Exportateur					
O	P	Importateur		1			1	
			Exportateur					
	-	-	Importateur			9		9
			Exportateur					

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Aucune preuve de contrebande n'avait été apportée (AS CITES de Singapour, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Toutefois, Kasterine *et al.* (2012) avaient manifesté leur inquiétude concernant la provenance et la légalité des peaux réexportées depuis Singapour.

Gestion : L'AS CITES de Singapour (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé que *P. reticulatus* était protégée à Singapour au titre de la loi sur les Animaux et les oiseaux sauvages, et que sa collecte à des fins commerciales était interdite, mais qu'aucune gestion active des espèces ni aucun suivi de la population n'était actuellement à l'œuvre.

VIET NAM

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Sang *et al.* (2009) avaient constaté la présence de cette espèce le long du nord du littoral central (provinces de Hà Tĩnh, Quảng Bình et Thừa Thiên-Huế), dans le sud du littoral central (municipalité de Đà Nẵng et provinces de Quảng Nam, Bình Định et Khánh Hòa), dans les hauts plateaux centraux (provinces de Kon Tum, Gia Lai et Đắk Lắk), ainsi que dans le sud-est (provinces de Bình Phước, Bà Rịa-Vũng Tàu et Đồng Nai), le sud-ouest (province de Tây Ninh), et le sud du Viêt Nam (Hô-Chi-Minh-Ville et provinces de Long An, Kiên Giang et Cà Mau). Szyndlar et Nguyen (1996) avaient constaté sa présence dans les provinces de Gia Lai et Kon Tum, dans le Viêt Nam central. D'après l'OG CITES vietnamienne (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), cette espèce est connue du centre au sud du pays (de la ville de Đà Nẵng à la province de Cà Mau).

Tendances et état de la population : Cette espèce avait été classée Vulnérable sur le Livre rouge vietnamien en 1994 (Ministère de la Science, de la technologie et de l'environnement, 1992), et elle était passée à la catégorie "critiquement menacée" en 2004 (WWF et TRAFFIC, 2012 ; OG CITES du Viêt Nam, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

L'OG CITES du Viêt Nam (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a fait remarquer que la taille et les tendances de la population des *P. reticulatus* au Viêt Nam étaient inconnues faute de relevés exhaustifs, mais que l'espèce était néanmoins considérée très rare dans la nature par suite de la perte d'habitat et de la dégradation environnementale.

Menaces : Les menaces de *P. reticulatus* au Viêt Nam incluaient la perte et la fragmentation de l'habitat, la surcollecte et la contrebande (Nguyen, 2006 ; OG CITES du Viêt Nam, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Cette espèce était utilisée comme nourriture et à des fins

médicinales, ainsi que pour sa peau (Ministère de la Science, de la technologie et de l'environnement, 1992 ; Venkataraman, 2007 ; Van et Tap, 2008).

Commerce : Le Viêt Nam avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2011, mais n'avait publié aucun quota d'exportation CITES concernant *P. reticulatus*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, le commerce direct de *P. reticulatus* depuis le Viêt Nam notifié pendant la période 2002-2012 était principalement constitué de peaux de spécimens élevés en captivité ; de grandes quantités d'articles à base de cuir et de peau de source "élevé en captivité" avaient également été commercialisées ; la plupart des échanges visaient des fins commerciales (Tableau 7). Le commerce de peaux avait affiché une forte augmentation pendant la période 2002-2011, tandis que le commerce d'articles à base de cuir avait culminé en 2008, mais décliné depuis. Le principal pays importateur de peaux était Singapour, et le Japon importait la grande majorité des articles à base de cuir.

Le commerce indirect de *P. reticulatus* provenant du Viêt Nam sur 2002-2012 était principalement constitué d'articles à base de cuir, de peaux et de morceaux de peau, tous exportés à des fins commerciales ; la plupart des spécimens avait officiellement été élevée en captivité, mais une forte proportion était de source sauvage ; la proportion de peaux de source sauvage avait néanmoins affiché un déclin global tout au long de cette période.

Des spécimens sauvages capturés illicitement pouvaient potentiellement avoir été importés depuis l'Indonésie et la Malaisie, puis réexportés, via Singapour, comme "élevés en captivité" depuis le Viêt Nam (Kasterine *et al.*, 2012).

Python reticulatus

Tableau 7. Exportations directes de *Python reticulatus* depuis le Viêt Nam, 2002-2011. La plupart des échanges visaient des fins commerciales. (Le rapport annuel du Viêt Nam pour 2012 n'avait toujours pas été reçu ; aucun commerce n'avait été notifié en 2012.)

Terme	Unité	Source	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total
peaux		C	Importateur	38242	47458	34626	46952	59215	129586	120648	73097	114581	126916	791321
			Exportateur		36940	33061	43082	75182	97954	93248	98854	111958	121763	712042
	m	C	Importateur	2000	275	1000	5500	500						9275
			Exportateur	102000	34275	8000	19500							
morceaux de peau	-	W	Importateur									30		30
			Exportateur											
	C	Importateur										193	25	218
		Exportateur												
articles de grande taille à base de cuir	-	C	Importateur				265							265
			Exportateur				265							
articles de petite taille à base de cuir	-	W	Importateur					788	1	2	3			794
			Exportateur							6254				
	C	Importateur	40	6	5578	600	14430	18729	3397	1049	149			43978
		Exportateur		9	6865	214	11096	14077	4677	272				37210
	I	Importateur								1				1
		Exportateur												
vivants	-	W	Importateur	120	6									126
			Exportateur		6									
	C	Importateur	363	231										594
		Exportateur	2540	1112	150		60		200	5	50			4117
	-	Importateur												
Exportateur											40		40	

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Gestion : D'après l'OG CITES du Viêt Nam (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), aucun programme de suivi spécifique aux populations sauvages de *P. reticulatus* vietnamiennes n'était à l'œuvre, mais cette espèce était gérée et suivie dans le cadre des plans de gestion de la diversité biologique de zones protégées individuelles.

P. reticulatus est une espèce dite du Groupe II (espèces recherchées et dont les populations dans la nature sont faibles, ou en danger d'extinction) au titre du Décret gouvernemental 32/2006/ND-CP (Viêt Nam, 2006a). Ce décret spécifie qu'une telle espèce ne peut être exploitée qu'à des fins scientifiques, ou avec un permis *ad hoc* dans certaines zones à usage forestier spécial, et dans le cadre de projets visés par le ministère de l'Agriculture et du développement rural ou par les Comités populaires provinciaux (Viêt Nam, 2006a).

L'OG CITES du Viêt Nam (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a confirmé que seuls pouvaient être exportés à des fins commerciales les spécimens provenant d'installations de reproduction en captivité gérées et suivies par le Département de protection forestière.

Toutes les installations d'élevage d'espèces figurant sur les listes CITES doivent être inscrites et homologuées par l'AS CITES, conformément au Décret gouvernemental 82/2006/ND-CP, portant application de la CITES dans ce pays (Viêt Nam, 2006b).

Thomson (2008) avait signalé que cette espèce était élevée à des fins commerciales au moins depuis les années 1980, que le stock fondateur provenait surtout des marchés de nourriture locaux et des pays frontaliers, et qu'elle était "gérée de façon intensive, principalement à travers des systèmes de production en milieu confiné". L'essentiel de l'élevage des pythons se déroulait dans le delta du Mékong (Thomson, 2008).

La reproduction en captivité était surtout orientée au marché du commerce des peaux, principalement vers l'Europe, mais les stocks de reproducteurs, de viande et de dérivés étaient aussi commercialisés localement (Thomson, 2008), et cette espèce était également élevée à des fins médicinales (Van et Tap, 2008). Le prix des spécimens matures avait fortement augmenté : de 6,30 USD/kg en 2000 à 12,60 USD/kg en 2005, par suite de la forte demande de peaux sur le marché mondial (Thomson, 2008).

D. Problèmes identifiés mais sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a)

Le blanchiment de *P. reticulatus* sauvages comme "élevés en captivité" était considéré comme un problème potentiel (Kasterine *et al.*, 2012), la production commerciale de grands serpents en captivité étant jugée onéreuse (Webb *et al.*, 2012) : les coûts d'élevage de *P. reticulatus* jusqu'à atteindre une taille commerciale pour le marché des peaux dépassent apparemment les prix atteints sur le marché (Kasterine *et al.*, 2012).

Des inquiétudes avaient été soulevées concernant l'abondance de spécimens soi-disant élevés en captivité exportés depuis une même ferme de RDP Lao, ainsi que depuis le Viêt Nam (Kasterine *et al.*, 2012), et les installations d'élevage de serpents vietnamiennes étaient jugées nécessiter "une enquête en règle" (Auliya, 2011). D. Natusch (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) a toutefois signalé que de nombreuses fermes vietnamiennes élevaient des *P. reticulatus* en grand nombre, et que les soupçons de blanchiment, par certaines de ces installations, de spécimens collectés dans la nature, n'avaient pas été prouvés.

La contrebande était considérée comme un sujet d'inquiétude en Indonésie, en RDP Lao et au Viêt Nam, et l'éventuel blanchiment de peaux de spécimens de source illicite à travers l'empilage était considéré comme un sujet d'inquiétude en Indonésie.

La RDP Lao n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels CITES pour 2005, 2010 ni 2011, ni les Philippines pour 2008, 2010 ni 2011.

E. Bibliographie

- Abel, F. 1998. Status, population biology and conservation of the water monitor (*Varanus salvator*), the reticulated python (*Python reticulatus*), and the blood python (*Python curtus*) in Sumatra and Kalimantan, Indonesia - project report North Sumatra. *Conservation, trade and sustainable use of lizards and snakes in Indonesia - Mertensiella*, 9, Rheinbach, Germany, p.111-117.
- Alcala, A.C. 1986. *Guide to Philippine Flora and Fauna, Vol. X, Amphibians and Reptiles*. Natural Resource Management Centre (Ministry of Natural Resources) and University of the Philippines.
- Auliya, M. 2009. *Trade impact and conservation status of Python reticulatus in Peninsular Malaysia*. Petaling Jaya, Selangor, Malaysia: TRAFFIC Southeast Asia.
- Auliya, M. 2011. Topic 2: Trade and enforcement issues. In: *CITES Asian Snake Trade Workshop 11-14 April, Guangzhou, China. Background documents*, Geneva, Switzerland: CITES Secretariat.
- Auliya, M. 2013. Mark Auliya, pers. comm. to UNEP-WCMC, 03/08/2013.
- Auliya, M. A. 2006. *Taxonomy, life history and conservation of giant reptiles in West Kalimantan (Indonesian Borneo)*. Münster, Germany: Natur und Tier Verlag GmbH.
- Auliya, M., Mausfeld, P., Schmitz, A. and Böhme, W. 2002. Review of the reticulated python (*Python reticulatus* Schneider, 1801) with the description of new subspecies from Indonesia. *Naturwissenschaften*, 89, p.201-213.
- Autorité Scientifique CITES de Singapour. 2013. CITES Scientific Authority of Singapore, *in litt.* to UNEP-WCMC, 11/04/2013.
- Bourret, R. 1939. Notes herpétologiques sur l'Indochine Française, XX, Liste des Reptiles et Batraciens actuellement connus en Indochine Française. *Bulletin Général de l'Instruction Publique*. 4. p.49-60
- Cambodia. 2002. *Preah Reach Kram - Cambodia Law on Forestry (2002)*, NS/RKM/0802/016.
- Cambodia. 2007. *Prakas on Classification and List of Wildlife Species. Reference to the Law on Forestry (2002), Chapter 10, Conservation of Wildlife*.
- Campbell, I. C., Poole, C., Giesen, W. and Valbo-Jorgensen, J. 2006. Species diversity and ecology of Tonle Sap Great Lake, Cambodia. *Aquatic Sciences*, 68 (3), p.355-373.
- Chazee, L. 1990. *La province d'Attopeu* (Monographie provinciale et etude de districts et villages). UNDP, Vientiane.
- Cox, M. J., van Dijk, P. P., Nabhitabhata, J. and Thirakhupt, K. 1998. *A photographic guide to snakes and other reptiles of Peninsular Malaysia, Singapore and Thailand*. London, UK: New Holland.
- Das, I. 2010. *Field guide to the reptiles of South-East Asia*. London, UK: New Holland Publishers Ltd.
- Duckworth, J. W., Salter, R. E. and Khounbolin, K. 1999. *Wildlife in Lao PDR: 1999 status report*. Vientiane, Lao PDR: IUCN, Wildlife Conservation Society, Centre for Protected Areas and Watershed Management.
- Dueve, J. 1970. Serpentes du Laos. *Mémoire O.R.S.T.O.M* No. 39. Paris.
- DWNP. 2006. *2006 Annual Report*. Kuala Lumpur, Malaysia: Department of Wildlife and National Parks Peninsular Malaysia.
- DWNP. 2007. *2007 Annual Report*. Kuala Lumpur, Malaysia: Department of Wildlife and National Parks Peninsular Malaysia.
- DWNP. 2009. *Law and enforcement*. [Online]. Available at: http://www.wildlife.gov.my/webpagev4_en/bhg_ukkPenguatkuasaan.html [Accessed: 15 July 2013].
- Erdelen, W. 1998. Trade in lizards and snakes in Indonesia: bio-geography, ignorance, and sustainability. Erdelen, W. (ed.). *Conservation, trade and sustainable use of lizards and snakes in Indonesia - Mertensiella*, 9, Rheinbach, Germany, p.69-83.
- Grismer, J., Grismer, L., Das, I., Yaakob, N., Liat, L., Leong, T., Youmans, T. and Kaiser, H. 2004. Species diversity and checklist of the herpetofauna of Pulau Tioman, Peninsular Malaysia, with a preliminary overview of habitat utilization. *Asiatic Herpetological Research*, 10 (1990), p.247-279.
- Grismer, L. L., Neang, T., Chav, T. and Grismer, J. L. 2008a. Checklist of the amphibians and reptiles of the Cardamom region of southwestern Cambodia. *Cambodian Journal of Natural History*, 2008 (1), p.12-28.
- Grismer, L. L., Neang, T., Chav, T., Wood Jr, P. L., Oaks, J. R., Holden, J., Grismer, J. L., Szutz, T. R. and Youmans, T. M. 2008b. Additional amphibians and reptiles from the Phnom Samkos

- Wildlife Sanctuary in northwestern Cardamon Mountains, Cambodia, with comments on their taxonomy and the discovery of three new species. *The Raffles Bulletin of Zoology*, 56 (1), p.161–175.
- Grismer, L. L., Onn, C. K., Grismer, J. L., Wood, P. L. and Norhayati, A. 2010. A checklist of the herpetofauna of the Banjaran Bitang, Peninsular Malaysia. *Russian Journal of Herpetology*, 17 (2), p.147–160.
- Grismer, L. L., Youmans, T. M., Wood, P. L., Ponce, A., Wright, S. B., Jones, B. S., Johnson, R., Sanders, K. L., Gower, D. J. and Yaakob, N. S. 2006. Checklist of the herpetofauna of Pulau Langkawi, Malaysia, with comments on taxonomy. *Hamadryad*, 30 (1/2), p.61–74.
- Groombridge, B. and Luxmoore, R. 1991. *Pythons in South-East Asia: A review of distribution, status and trade in three selected species*. Geneva, Switzerland: CITES Secretariat.
- De Haas, C. P. J. 1941. Some notes on the biology of snakes and on their distribution in two districts of West Java. *Treubia*, 18 (2), p.327–375.
- Harman, A. J. E. 1961. A collection of snakes from Singapore. *Malayan Nature Journal*, 15, p.181–183.
- Hvass, H. 1975. *Reptiles and amphibians of the world*. London, UK: Methuen & Co Ltd.
- Iskandar, D. T. and Erdelen, W. R. 2006. Conservation of amphibians and reptiles in Indonesia: issues and problems. *Amphibian and Reptile Conservation*, 4 (1), p.60–87.
- Johnson, A., Singh, S., Dongdala, M. and Vongsa, O. 2003. *Wildlife hunting and use in the Nam Ha National Protected Area: Implications for rural livelihoods and biodiversity conservation*. Vientiane, Lao PDR: Wildlife Conservation Society.
- Kasterine, A., Arbeid, R., Caillabet, O. and Natusch, D. 2012. *The trade in south-east asian python skins*. Geneva, Switzerland: International Trade Centre.
- Keogh, J. S., Barker, D. G. and Shine, R. 2001. Heavily exploited but poorly known: systematics and biogeography of commercially harvested pythons (*Python curtus* group) in Southeast Asia. *Biological Journal of the Linnean Society*, 73 (1), p.113–129.
- De Lang, R. and Vogel, G. 2006. The snakes of Sulawesi. In: Vences, M., Köhler, T. and Böhme, W. (eds.), *Proceedings of the 13th Congress of the Societas Europaea Herpetologica*, 2006, Herpetologia Bonnensis II, p.35–38.
- Leviton, A.E. 1963. Remarks on the zoogeography of Philippine terrestrial snakes. *Proceedings of the California Academy of Sciences 4th series*. 31 (15). p.369–416
- Lim, K. K. P. and Lim, L. J. 1999. The terrestrial herpetofauna of Pulau Tioman, Peninsular Malaysia. *The Raffles Bulletin of Zoology*, Supplement, p.131–155.
- Luiselli, L., Bonnet, X., Rocco, M. and Amori, G. 2012. Conservation implications of rapid shifts in the trade of wild African and Asian pythons. *Biotropica*, 44, p.569–573.
- Luxmoore, R., Groombridge, B. and Broad, S. 1988. *Significant trade in wildlife: A review of selected species in CITES Appendix II, Vol. 2. Reptiles and invertebrates*. Gland, Switzerland: IUCN.
- Martin, E. B. and Phipps, M. 1996. A review of the wild animal trade in Cambodia. *TRAFFIC Bulletin*, 16 (2), p.45–60.
- McDiarmid, R. W., Campbell, J. A. and Toure, T. A. 1999. *Snake species of the world: a taxonomic and geographic reference. Volume 1*. Washington D.C., USA: Herpetologists' League.
- Ministry of Science Technology and Environment. 1992. *Red Data Book of Viet Nam*. Vol. 1. Hanoi, Viet Nam: Animals, Science and Technology Publishing House.
- Nash, S. V. 1997. *Fin, feather, scale and skin: observations on the wildlife trade in Lao PDR and Viet Nam*. Petaling Jaya, Selangor, Malaysia: TRAFFIC Southeast Asia.
- Natusch, D. 2013. Daniel Natusch (IUCN/SSC BPSG member) pers. comm. to UNEP-WCMC 21/07/2013.
- Nguyen, Q. T. 2006. Herpetological collaboration in Viet Nam. In: Vences, M., Köhler, J., Ziegler, T. and Böhme, W. (eds.), *Proceedings of the 13th Congress of the Societas Europaea Herpetologica*, 2006, Herpetologia Bonnensis II, p.233–240.
- Organe de Gestion CITES d'Indonésie. 2011. *Country report of Indonesia: Snake trade and conservation*. Jakarta, Indonesia: Indonesian Ministry of Forestry.
- Organe de Gestion CITES de Malaisie. 2013. CITES Management Authority of Malaysia, *in litt.* to UNEP-WCMC, 08/04/2013.
- Organe de Gestion CITES de Malaisie. 2013. CITES Management Authority of Malaysia, pers. comm. to WCMC, 25/09/2013.

- Organe de Gestion CITES du Viêt Nam. 2013. CITES Management Authority of Viet Nam, *in litt.* to UNEP-WCMC, 04/03/2013.
- Organe de Gestion et Autorité Scientifique CITES d'Indonésie. 2013. CITES Management and Scientific Authority of Indonesia, *in litt.* to UNEP-WCMC, April 2013.
- O'Shea, M. 2007. *Boas and pythons of the world*. London, UK: New Holland.
- O'Shea, M. 2011. *Boas and pythons of the world*. London, UK: New Holland.
- Philippines. 2004. *Administrative order No. 2004-15 establishing the list of terrestrial threatened species and their categories, and the list of other wildlife species pursuant to Republic Act No. 9147, otherwise known as the Wildlife Resources Conservation and Protection*.
- Riquier, M. A. 1998. Status, population biology and conservation of the water monitor (*Varanus salvator*), the reticulated python (*Python reticulatus*), and the blood python (*Python curtus*) in Sumatra and Kalimantan, Indonesia - project report Kalimantan. *Conservation, trade and sustainable use of lizards and snakes in Indonesia - Mertensiella*, 9, Rheinbach, Germany, p.119-129.
- Saint-Girons, H. 1972. Les Serpentes du Cambodge. *Mémoires du Muséum national d'histoire naturelle*. 74. Paris.
- Sang, N. V, Cuc, H. T. and Truong, N. Q. 2009. *Herpetofauna of Viet Nam*. Frankfurt am Main, Germany: Edition Chimaira.
- Scheffers, B. R., Corlett, R. T., Diesmos, A. and Laurance, W. F. 2012. Local demand drives a bushmeat industry in a Philippine forest preserve. *Tropical Conservation Science*, 5 (2), p.133-141.
- SFC. 2006. Protected species in Sarawak. *Sarawak Forestry Corporation*. [Online]. Available at: <http://www.sarawakforestry.com/> [Accessed: 26 July 2013].
- Shepherd, C. R., Sukumaran, J. and Wich, S. A. 2004. *Open season: An analysis of the pet trade in Medan, Sumatra 1997-2001*. Petaling Jaya, Selangor, Malaysia: TRAFFIC Southeast Asia.
- Shine, R., Ambariyanto, Harlow, P. S. and Mumpuni. 1999. Reticulated pythons in Sumatra: biology, harvesting and sustainability. *Biological Conservation*, 87 (3), p.349-357.
- Shine, R., Harlow, P. S., Keogh, J. S. and Boedi. 1998. The allometry of life-history traits: insights from a study of giant snakes (*Python reticulatus*). *Journal of the Zoological Society of London*, (244), p.405-414.
- Singh, S. 2008. Contesting moralities: the politics of wildlife trade in Lao PDR. *Journal of Political Ecology*, 15, p.1-20.
- Srikosamatara, S., Siripholdej, B. and Suteethorn, V. 1992. Wildlife trade in Lao PDR and between Lao PDR and Thailand. *Natural History Bulletin of the Siam Society*, 40 (1), p.1-47.
- Stidworthy, J. 1969. *Snakes of the world*. London, UK: Hamlyn Publishing Group Ltd.
- Stuart, B. 1998. *A survey of amphibians and reptiles in Phou Louey National Biodiversity Conservation Area, Houaphanh Province, Lao PDR*. Vientiane, Lao PDR: Wildlife Conservation Society.
- SWD. 1997. *Wildlife Conservation Enactment 1997*. Kota Kinabalu, Malaysia: Sabah Wildlife Department.
- Sworder, G. H. 1922. A list of the snakes of Singapore Island. *Singapore Naturalist* 1(2), p.55-73
- Szyndlar, Z. and Nguyen, V. S. 1996. Terrestrial snake fauna of Viet Nam: Distributional records. *The Snake*, 27 (2), p.91-98.
- Thomson, J. 2008. *Captive breeding of selected taxa in Cambodia and Viet Nam: A reference manual for farm operators and CITES Authorities*. Ha Noi, Viet Nam: TRAFFIC Southeast Asia, Greater Mekong Programme.
- TRAFFIC. 2010. *TRAFFIC Bulletin seizures and prosecutions, March 1997-December 2010*. Cambridge, UK: TRAFFIC International.
- TRAFFIC. 2011. *Singapore incinerates seized reptile skins from Indonesia*. 31 August. [Online]. Available at: <http://www.traffic.org/home/2011/8/31/singapore-incinerates-seized-reptile-skins-from-indonesia.html> [Accessed: 16 July 2013].
- Van, N. D. N. and Tap, N. 2008. *An overview of the use of plants and animals in traditional medicine systems in Viet Nam*. Ha Noi, Viet Nam: TRAFFIC Southeast Asia, Greater Mekong Programme.
- Venkataraman, B. 2007. *A matter of attitude: The consumption of wild animal products in Ha Noi, Viet Nam*. Ha Noi, Viet Nam: TRAFFIC Southeast Asia, Greater Mekong Programme.
- Viet Nam. 2006a. *Decree No. 32/2006/ND-CP of March 30, 2006, on Management of Endangered, Precious and Rare Forest Plants and Animals*.

- Viet Nam. 2006b. *Decree No. 82/2006/ND-CP of August 10, 2006, on management of export, import, re-export, introduction from the sea, transit, breeding, rearing and artificial propagation of endangered species of precious and rare wild fauna and flora.*
- Webb, G. J. W., Manolis, C. and Jenkins, R. W. G. 2012. *Improving international systems for trade in reptile skins based on sustainable use.* New York, USA: UNCTAD BioTrade Initiative.
- Webb, G. J. W., Manolis, S. C. and Jenkins, H. 2000. *Sustainability of reticulated python (Python reticulatus) harvest in Indonesia: A discussion of issues.* Asian Conservation and Sustainable Use Group.
- WWF and TRAFFIC. 2012. *Most commonly traded protected animal species in Viet Nam.* Ha Noi, Viet Nam: WWF and TRAFFIC Southeast Asia, Greater Mekong Programme.

Podocnemis unifilis Troschel, 1848 : Brésil, Équateur, Pérou, Suriname, République bolivarienne du Venezuela

Podocnemididae, Podocnémide de Cayenne

Sélection pour l'Étude du Commerce Important

Podocnemis unifilis avait été retenue pour l'ÉCI en tant qu'espèce dont l'étude était prioritaire lors de la 25^{ème} réunion du Comité pour les Animaux (CA) (AC25, Compte-rendu résumé), compte tenu des informations présentées dans le document AC25 Doc. 9.6. Aussi bien en 2008 qu'en 2009, *P. unifilis* avait été identifiée en tant qu'espèce réunissant les critères de fort volume de commerce pour une espèce mondialement menacée ou quasi-menacée, et affichant une forte augmentation du commerce par comparaison avec la moyenne des cinq dernières années (AC25 Doc. 9.6). Lors de la 26^{ème} réunion du CA, des réponses avaient été reçues de la part de la Colombie, du Guyana et du Pérou (AC26 Doc. 12.3). L'État plurinational de Bolivie (ci-après, "la Bolivie"), le Brésil, l'Équateur, le Pérou, le Suriname et la République bolivarienne du Venezuela ("le Venezuela") avaient été retenus pour cette étude (AC26, Compte-rendu résumé). Ultérieurement à la 26^{ème} réunion du CA, la Bolivie, vu l'absence de trafic commercial au long des dix dernières années, a été éliminée du processus avec l'accord du CA, après l'avoir consulté.

A. Résumé

Vue d'ensemble des recommandations concernant *Podocnemis unifilis*.

Aperçu général

État de l'aire de répartition	Catégorie provisoire	Résumé
		Espèce largement répandue, dont l'aire de répartition totale couvre jusqu'à 7 millions de km ² . Elle est classée Vulnérable sur la Liste rouge de l'UICN. Au moins "commune" localement, mais un déclin de la population avait été signalé dans de nombreuses zones.
Brésil	Moins préoccupante	Faibles niveaux d'échanges de spécimens sauvages sur 2002-2011, et aucun échange commercial n'avait été signalé. L'exportation de spécimens sauvages à des fins commerciales est interdite. L'espèce est largement répandue, mais ses populations sont en déclin. Compte tenu des faibles niveaux d'échanges, elle est classée Moins préoccupante.
Équateur	Moins préoccupante	Le commerce d'un spécimen sauvage à des fins scientifiques avait été communiqué en 2008, et l'OG CITES avait confirmé l'absence de collecte de cette espèce à des fins commerciales. Classée Vulnérable sur la Liste rouge nationale, elle est rencontrée dans l'est du pays. Compte tenu des très faibles niveaux de commerce, elle est classée Moins préoccupante.
Pérou	Moins préoccupante	Niveaux de commerce très importants et affichant une tendance à la hausse sur 2002-2011, principalement concernant des spécimens vivants de source "R". Un dépassement de quota possible avait été notifié en 2009 (source "R"). Les exportations de spécimens sauvages sont interdites, mais une exportation de 1 500 spécimens sauvages vivants avait été signalée en 2007 par un pays importateur. L'espèce, quoique largement répandue, est classée Menacée sur la Liste rouge nationale. Un déclin de la population avait été signalé dans certaines zones. Une information exhaustive sur la gestion du <i>ranching</i> et le suivi des populations collectées est disponible. Par conséquent, l'espèce est

		classée Moins préoccupante.
Suriname	Moins préoccupante	La commercialisation de huit spécimens sauvages vivants en 2002 et de dix autres en 2005 avait été signalée. L'espèce semble rare, et la collecte de juvéniles pour le commerce d'animaux de compagnie était considérée comme une menace importante. Cependant, compte tenu des très faibles niveaux de commerce, elle est classée Moins préoccupante.
Venezuela (République bolivarienne du)	Moins préoccupante	Les niveaux de commerce sur 2002-2012 avaient été modérés ; ils concernaient surtout des spécimens vivants élevés en ranch ou en captivité. Les installations de <i>ranching</i> feraient l'objet de suivis, et aucune licence de <i>ranching</i> n'avait été accordée sur 2010-2012. L'espèce est classée Vulnérable sur la Liste rouge nationale et sa population affichait une tendance au déclin, bien que l'OG CITES ait informé d'une récupération de la population dans certaines zones ; elle est toutefois largement répandue et au moins abondante localement. Vu l'absence de transactions à des fins commerciales de spécimens sauvages, l'espèce est classée Moins préoccupante.

B. Aperçu de l'espèce

Remarque taxonomique : Fritz et Havaš (2007) (Référentiel standard CITES pour les Testudines) et Bickham *et al.* (2007) avaient fait remarquer qu'*Emys cayennensis* avait été employé comme synonyme de *Podocnemis unifilis*, ainsi que *P. erythrocephala*, et considéraient *P. unifilis* comme un nom valide. Bonin *et al.* (2006) désignaient cette espèce sous l'appellation *P. cayennensis*.

Biologie : *P. unifilis* est une tortue aquatique sud-américaine qui habite principalement les fleuves et les lacs (Bonin *et al.*, 2006), mais aussi les forêts inondées, les marécages et les lagunes (Ojasti, 1996). La carapace de cette espèce peut atteindre jusqu'à 50 cm de longueur (Barrio-Amorós, 2004).

D'après les estimations, l'âge de maturation des femelles oscille entre quatre et quinze ans (Ojasti, 1996). La période de reproduction chevauche habituellement la saison sèche (Almeida *et al.*, 2005). Les femelles pondent généralement leurs œufs de nuit, sur des rivages dégagés (Hernández *et al.*, 2010b), souvent en petits groupes (Bonin *et al.*, 2006). Pritchard (1979) et Soini (1996) avaient signalé que cette espèce était capable de se reproduire plusieurs fois par an ; et d'après Bonin *et al.* (2006), deux pontes par saison était chose commune. Toutefois, Ojasti (1996) avait fait remarquer l'absence de preuve évidente dans ce sens, et Moll et Moll (2004) avaient affirmé que les preuves disponibles ne suggéraient qu'une seule ponte annuelle. La taille moyenne de ponte est de 15-25 œufs (Pritchard, 1979 ; Almeida *et al.*, 2005), mais des pontes de jusqu'à 40 œufs avaient été signalées (Almeida *et al.*, 2005 ; Hernández *et al.*, 2010b). Le nombre d'œufs augmente en fonction de la taille de la femelle (Escalona 2010), et le sexe de la descendance est déterminé par la température d'incubation (Hernández *et al.*, 2010b). Vanzolini (2003) avait signalé un taux d'éclosion de plus de

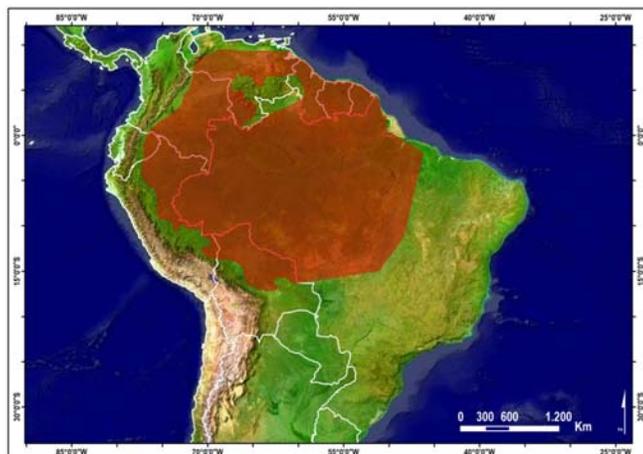


Figure 10. Répartition globale de *Podocnemis unifilis*. (Source : V. Uhlig, NGeo-RAN/ICMBio, 2012 ; le polygone représente les points d'enregistrement au Brésil ; pour les autres pays, d'après Rueda-Almonacid *et al.*, 2007).

90 p. cent pour les œufs des nids non perturbés.

Répartition générale et état de conservation : *P. unifilis* était considérée largement répandue (Hernández *et al.*, 2010b), son aire de répartition couvrant les bassins versants des Caraïbes et les affluents de la haute Amazone (Moll et Moll, 2004 ; Ernst *et al.*, 2013) (Figure 10). Uetz (2013) avait signalé sa présence possible à Trinidad et Tobago, ainsi que des populations introduites en Floride. En se fondant sur une étude recourant aux microsatellites, Escalona *et al.* (2009) avaient suggéré que les populations des bassins de l'Amazone et de l'Orénoque appartenaient à des lignages génétiquement divergents.

À partir de projections des différentes aires de répartition, Buhlmann *et al.* (2009) avaient estimé une aire de répartition totale de 7 184 705 km². D'après des enquêtes conduites dans l'ensemble du bassin de l'Amazone, Norris *et al.* (2011) avaient estimé des abondances maximales de 2-20 *P. unifilis*/km de cours d'eau.

P. unifilis est classée Vulnérable sur la Liste rouge de l'UICN, mais cette évaluation devrait être mise à jour (Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group, 1996). Groombridge (1982) considérait cette espèce "encore relativement commune dans quelques zones, mais localement épuisée", et Johns (1987) avait fait remarquer que dans de nombreuses zones les populations de *P. unifilis* étaient si faibles que "l'on sentait venir l'extinction". Ojasti (1996) considérait cette espèce "assez commune dans les cours d'eau les plus reculés". Toutefois, des études récentes confirmaient un déclin de la population. Escalona *et al.* (2009) avaient découvert des preuves génétiques d'un "déclin récent et substantiel de la population" dans dix stations, et Escalona (2010) estimait que les populations avaient décliné d'au moins 80 p. cent sur 2000-2010. Mittermeier *et al.* (2010) avaient fait remarquer que cette espèce avait disparu de plusieurs plages où elle pondait autrefois.

Menaces : La surexploitation était considérée comme sa principale menace (Groombridge, 1982 ; Johns, 1987 ; Conway-Gómez, 2007 ; Escalona, 2010 ; Mittermeier *et al.*, 2010 ; Pineda-Catalan *et al.*, 2012). Des preuves historiques indiquaient une lourde surexploitation des *Podocnemis* spp. sud-américaines (Moll et Moll, 2004), ce qui aurait entraîné un déclin rapide de la population de la plus grande espèce, *P. expansa*, et accru la pression cynégétique sur *P. unifilis* (Escalona et Fa, 1998 ; Bock *et al.*, 2001 ; Caputo *et al.*, 2005). *P. unifilis* était chassée pour sa viande et ses œufs (Bonin *et al.*, 2006 ; Franklin, 2007). C'est un ingrédient majeur du régime alimentaire local tout au long de l'Amazone et de l'Orénoque (Ojasti, 1996), mais c'est aussi une source importante de revenus (Kemenes et Pezzuti, 2007). Pendant la saison de reproduction, les femelles qui vont pondre sont capturées à la main sur la plage ; sinon, l'espèce est capturée au moyen d'hameçons eschés avec des fruits, et par d'autres engins de pêche (Ojasti, 1996 ; Moll et Moll, 2004).

Bonin *et al.* (2006) avaient fait remarquer que *P. unifilis* était autrefois collectée en grand nombre pour le commerce d'animaux de compagnie, et Weaver (1973, in Moll et Moll, 2004) avait signalé que des dizaines de milliers de juvéniles avaient alimenté le commerce des animaux de compagnie dans les années 1960-1970, en faisant remarquer que les taux de mortalité au cours du transport étaient parfois très importants. Cependant, le commerce d'animaux de compagnie aurait décliné au début des années 2000 par suite du durcissement des réglementations (Bonin *et al.*, 2006). Selon Altherr et Freyer (2001), *P. unifilis* "n'est pas appropriée pour les élevages privés" à cause de ses exigences en matière d'habitat et de la forte mortalité en captivité.

Escalona (2010) considérait la destruction de l'habitat comme une menace significative, et Vanzolini (2003) avait fait remarquer que cette espèce était sensible aux aménagements hydroélectriques (construction de barrages) sur les cours d'eau.

Vue d'ensemble concernant le commerce et la gestion : *P. unifilis* figure à l'Annexe II de la CITES depuis le 01/07/1975.

Des fermes et des ranchs commerciaux s'étaient établis dans plusieurs pays afin de produire des juvéniles pour le commerce d'animaux de compagnie, les spécimens matures étant consommés comme nourriture (Moll et Moll, 2004). D'après Moll et Moll (2004), bien que les efforts d'élevage en *farming* puissent réduire la pression sur les populations sauvages, le marronnage pourrait avoir des répercussions négatives sur celles-ci. Páez et Bock (2004) avaient suggéré que le faible taux de croissance de *P. unifilis* nuisait à la viabilité économique de son élevage en captivité, et Fachín-Terán *et al.* (2004) avaient souligné que les conditions socioéconomiques et écologiques prévalentes limitaient le succès du *farming* dans de nombreuses zones.

La collecte et l'incubation artificielle des œufs pourraient constituer un moyen efficace de protéger les populations nicheuses (Ortega *et al.*, 1998 ; Fachín Terán et Von Mülhen, 2003), la protection de *P. unifilis* reposant essentiellement sur la protection de ses plages-clés de nidification et/ou sur le transfert des œufs pour les protéger des inondations et de la prédation (Bock *et al.*, 2001). Bock *et al.* (2001) avaient averti que les projets de transferts de pontes pouvaient altérer le comportement migratoire de cette espèce.

C. Étude pays par pays

BRESIL

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence de cette espèce au Brésil avait été confirmée par le *Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group* (1996), Fritz et Havaš (2007), et Bérnils et Costa (2012). Bonin *et al.* (2006) avaient signalé que la répartition de *P. unifilis* couvrait la partie brésilienne du bassin de l' Amazone jusqu'à proximité de la mer, et d'après Moll et Moll (2004) elle était rencontrée dans les rivières Guaporé (Brésil occidental), Trombetas (nord du Brésil) et Tapajós (est du Brésil).

Tendances et état de la population : Scabin *et al.* (2010) considéraient que le statut des populations de tortues de rivière brésiliennes était "extrêmement préoccupant", en soulignant que l'état de la population de *P. unifilis* était assez mal connu. En 1985, cette espèce était jugée commune dans certaines zones, malgré des populations en déclin et surexploitées (Johns, 1987). Fachín Terán *et al.* (2004) avaient signalé que *P. unifilis* était historiquement abondante dans la Réserve de développement durable de Mamirauá, mais que des interviews réalisées en 1996-1997 auprès d'habitants locaux avaient révélé que les populations avaient "très fortement décréu" par suite de la chasse. Bonin *et al.* (2006) avaient même constaté des éradications locales imputables à la chasse.

Scabin *et al.* (2010) avaient conduit des enquêtes dans onze lacs, d'octobre 2009 à octobre 2010 ; ils avaient utilisé quatre trémails pour la collecte, le marquage et la recapture des tortues de rivière. Au cours des enquêtes, cinquante-trois spécimens de *P. unifilis* avaient été capturés, mais aucun n'avait été recapturé (Scabin *et al.*, 2010).

Menaces : *P. unifilis* était communément chassée comme gibier, et aussi fréquemment vendue sur les marchés (Torres, 1992 ; Fachín Terán *et al.*, 2004). Johns (1987) avait déjà signalé que de grandes quantités de viande et d'œufs se vendaient à Tefé (nord-ouest du Brésil), et faisait remarquer que les femelles de *P. unifilis* pouvaient atteindre des prix réellement élevés. Plus récemment, Fachín Terán *et al.* (2004) avaient signalé que cette espèce était toujours capturée dans les rivières adjacentes de Tefé, Japurá et Juruá, pour les marchés de Tefé.

D'après les études réalisées dans la Réserve extractive de Río Unini (nord-est du Brésil) par Scabin *et al.* (2010) sur 2009-2010, dans la Réserve de développement durable de Mamirauá (nord-ouest du Brésil) par Fachín-Terán *et al.* (2004) sur 1996-1998, et au même endroit, mais en 2005, par Lopes *et al.* (2012), l'exploitation par les communautés locales pourrait ne pas être durable. Scabin *et al.* (2010) avaient fait remarquer que la collecte intensive et non-réglémentée pouvait mener à une éradication locale, et Fachín-Terán *et al.* (2004) avaient signalé que cette espèce faisait l'objet d'un braconnage généralisé. Lopes *et al.* (2012) considéraient cette espèce comme l'une des plus fréquemment chassées.

Au Brésil, le genre dans son ensemble était jugé sensible à la destruction des nids par suite du dragage des rivières (Rodrigues, 2005), et au fait que les œufs étaient parfois pondus en terrain défriché faute de sites de ponte, ce qui augmentait d'autant leur vulnérabilité à la prédation (Almeida *et al.*, 2005).

Commerce : Le Brésil avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2011, mais n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *P. unifilis*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, les exportations directes depuis le Brésil sur 2002-2012 étaient principalement constituées de corps sauvages et de spécimens commercialisés à des fins scientifiques ; la plupart de ces exportations n'avait pas été confirmées par le pays importateur (Tableau 1). Le principal pays importateur était les États-Unis. Les exportations indirectes de *P. unifilis* provenant du Brésil sur 2002-2012 étaient constituées d'un petit nombre de carapaces et de sculptures commercialisées en 2004-2005, à des fins éducatives.

Tableau 1. Exportations directes de *Podocnemis unifilis* depuis le Brésil, 2002-2011. La totalité du commerce était constitué de spécimens sauvages. (Le rapport annuel du Brésil pour 2012 n'avait toujours pas été reçu ; aucun commerce n'avait été notifié en 2006 ni en 2012.)

Terme	Finalité	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2007	2008	2009	2010	2011	Total
spécimens	S	Importateur					150			3		153
		Exportateur	41			150						16
corps	S	Importateur										
		Exportateur					150	150	40	3	92	435
carapace	E	Importateur										
		Exportateur			1	2						
	S	Importateur										
		Exportateur									18	
sculptures	E	Importateur			2							2
		Exportateur										
crânes	E	Importateur										
		Exportateur			1							
non spécifié	E	Importateur										
		Exportateur				1						

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

L'OG CITES du Brésil (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a confirmé qu'aucun permis n'avait été délivré pour exporter cette espèce à des fins commerciales entre 1975 et 2012. R. Vogt (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) a affirmé qu'il n'y avait pas de preuve de contrebande, et l'OG CITES brésilien (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a confirmé qu'aucune exportation illicite n'avait été constatée.

Gestion : *P. unifilis* ne figure pas sur la liste des espèces menacées d'extinction (Ordre n° 1.522 de 1989, amendé par l'Ordre n° 45-N de 1992 et l'Ordre n° 062 de 1997) (IBAMA, 1989), mais la chasse et le commerce d'animaux ou d'œufs sans le permis *ad hoc* sont interdits au titre de la loi sur les Délits environnementaux de 1999 (Brésil, 1999). L'OG CITES brésilien (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a déclaré que la collecte de cette espèce dans la

nature à des fins commerciales était interdite, tout en faisant remarquer que l'usage à des fins commerciales de spécimens de source "R" n'était pas réglementé.

Il a aussi été noté que l'exportation à des fins commerciales était autorisée pour les spécimens de sources "C" ou "F" (OG CITES du Brésil, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Mittermeier *et al.* (2010) avaient signalé que le gouvernement brésilien avait encouragé le *farming* des *Podocnemis* spp., et renforcé les réglementations interdisant la chasse des spécimens sauvages. Des programmes avaient été mis en œuvre afin de fournir les éleveurs en jeunes *P. unifilis*, mais il était recommandé d'évaluer la durabilité à long terme de ces programmes (Mittermeier *et al.*, 2010). L'Ordre n° 142/92, de 1992, réglemente l'élevage de *P. unifilis* à des fins commerciales, et dresse la liste des prérequis des centres d'élevage pour obtenir le permis d'élever cette espèce (IBAMA, 1992).

Cependant, Scabin *et al.* (2010) avaient déclaré que les interdictions de collecte dans la nature étaient "non respectées", et faisaient remarquer que l'inspection des embarcations transportant des tortues constituait un véritable défi dans l'Amazonie brésilienne, qui couvre une immense superficie. La collecte illicite des chéloniens était semble-t-il particulièrement commune le long de la rivière Purus (Kemenes et Pezzuti, 2007). Fachín Terán *et al.* (2004) avaient appelé de leurs vœux une plus grande implication de l'Agence brésilienne pour l'environnement et les ressources naturelles renouvelables (IBAMA) en matière d'inspection et de suivi du commerce des tortues.

ÉQUATEUR

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence de cette espèce en Équateur avait été confirmée (Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group, 1996 ; Bonin *et al.*, 2006), et Fritz et Havaš (2007) l'avaient signalée dans l'est du pays. *P. unifilis* avait été observée lors d'enquêtes réalisées le long de la rivière Tiputini, dans la province d'Orellana (est de l'Équateur) entre 1997-2001 (Cisneros-Heredia, 2006), ainsi que dans le bassin versant de l'Aguarico (est de l'Équateur) (Townsend *et al.*, 2005). Elle n'avait pas été rencontrée au cours des 1 117 heures d'échantillonnage réalisées pendant la période 1986-2007 dans la réserve de Jatun Sacha, dans l'est de l'Équateur (Vigle, 2008).

Tendances et état de la population : *P. unifilis* était une espèce classée Vulnérable sur la Liste rouge des reptiles de l'Équateur en 2005 (Rodríguez-Guerra, 2012). L'OG CITES de l'Équateur (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé que la taille totale de la population n'était pas connue malgré les études de population conduites dans certaines zones. Cisneros-Heredia (2006) considérait que c'était "la tortue la plus observée" le long de la rivière Tiputini, et faisait remarquer que "des groupes de jusqu'à douze spécimens adultes ou juvéniles étaient fréquemment observés". Cependant, un déclin de la population dans le bassin versant de l'Aguarico avait été signalé par Townsend *et al.* (2005) et Caputo *et al.* (Caputo *et al.*, 2005).

Menaces : La surexploitation des œufs et celle des animaux pour leur viande étaient considérées comme ses principales menaces (OG CITES de l'Équateur, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Une étude réalisée par Caputo *et al.* (2005) le long de l'Aguarico avait révélé que les inondations détruisaient plus de 60 p. cent des nids.

Commerce : L'Équateur n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels CITES pour les années 2006, 2011 ni 2012, et n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *P. unifilis*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, ce pays n'avait notifié aucune exportation directe de cette espèce sur 2002-2012. D'après les pays importateurs, le commerce direct était constitué d'un seul spécimen sauvage commercialisé à des fins scientifiques en 2008. Aucune exportation indirecte de *P. unifilis* provenant de

l'Équateur n'avait été signalé sur 2002-2012. L'OG CITES de l'Équateur (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a confirmé qu'aucune exportation à des fins commerciales depuis ce pays n'était autorisée.

Gestion : L'OG CITES de l'Équateur (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a confirmé l'absence de collecte de *P. unifilis* à des fins d'exportation commerciale. L'espèce était rencontrée dans le PN de Yasuní (est de l'Équateur) (Bass *et al.*, 2010). Les programmes communautaires de suivi révélèrent une augmentation des *P. unifilis* imputable à l'interdiction de chasser les adultes, à la régulation de la collecte des œufs, et à l'élevage de juvéniles (Townsend *et al.*, 2005).

PEROU

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Iverson (1992) et Fritz et Havaš (2007) avaient confirmé la présence de cette espèce dans le nord-est du Pérou. En se fondant sur d'anciens registres, Ferronato et Morales (2012) avaient signalé sa présence dans les régions de Loreto (nord du Pérou), d'Ucayali et de Madre de Dios (est du Pérou), et de Huánuco et de Pasco (Pérou central) ; l'OG CITES du Pérou (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a lui aussi signalé qu'elle était rencontrée à Amazonas et à San Martín (nord du Pérou). Ferronato *et al.* (2011) l'avaient aussi signalée à Pasco (Pérou central), et d'après la *Tropical Rainforest Coalition* (2004) cette espèce était rencontrée dans la rivière Manu (Pérou oriental).

Tendances et état de la population : *P. unifilis* avait été classée Menacée sur la Liste rouge péruvienne (Pulido, 1991), et la *Tropical Rainforest Coalition* (2004) avait signalé que cette espèce faisait l'objet d'une "diminution très importante" au Pérou. Yallico et Suarez de Freitas (1995) indiquaient que le PN de Manu (sud-est du Pérou) accueillait les "dernières bonnes populations" de *P. unifilis*, et que ce taxon était "en danger d'extinction". Pineda-Catalan *et al.* (2012) avaient fait remarquer que d'après les pêcheurs de la région d'Iquitos (nord-est du Pérou), *P. unifilis* était de plus en plus difficile à capturer, ce qui indiquait un déclin de la population. Soini (1996) considérait cette espèce rare dans les zones où elle avait été intensément collectée, mais abondante le long de la rivière Pacaya (Réserve nationale de Pacaya-Samiria [RNPS], nord-est du Pérou), où un minimum de quatorze femelles adultes et une moyenne de vingt-neuf nids par kilomètre de rivière avaient été recensés.

D'après des enquêtes plus récentes, les efforts de protection avaient permis l'augmentation de la population au sein de la RNPS (Murrieta et Ruiz, 2006 ; Sánchez *et al.*, 2006), et l'OG CITES du Pérou (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a confirmé que la population totale à l'intérieur de cette réserve avait augmenté significativement ces dernières années (OG CITES du Pérou, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). L'estimation du nombre de pondeuses dans le bassin versant de Yanayacu-Pucate était passée de moins de 500 spécimens en 1994 à plus de 5 000 spécimens en 2009, une augmentation jugée liée à la mise en œuvre de plans de gestion pour cette espèce depuis 2004 ; le nombre moyen de nids rencontrés par kilomètre et par personne avait augmenté de 0,045 sur 1997-2004 à 0,124 sur 2005-2009 (OG CITES du Pérou, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Menaces : La surexploitation était considérée comme la principale cause du déclin de la population (Yallico et Suarez de Freitas, 1995 ; OG CITES du Pérou, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). *P. unifilis* est chassée comme gibier (*Tropical Rainforest Coalition*, 2004 ; Chirif, 2005 ; Ferronato et Morales, 2012) et à des fins de subsistance et commerciales (Soini, 1996). Soini (1996) estimait que le long de la rivière Pacaya, plus de 90 p. cent des œufs et de 200 à 300 pondeuses étaient collectées annuellement, et Kvist *et al.* (2001) avaient signalé que des milliers d'œufs avaient été collectés sur une période de deux mois en 1997. Les analyses génétiques réalisées par Pineda-Catalan *et al.* (2012) de 2007 à 2008 avaient confirmé que des spécimens de *P. unifilis* braconnés dans la RNPS étaient vendus sur les marchés d'Iquitos.

La perte d'habitats de ponte était considérée comme une menace supplémentaire (OG CITES du Pérou, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). L'OG CITES du Pérou (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) considérait néanmoins que le commerce international ne représentait pas une menace importante pour cette espèce au Pérou.

Commerce : Le Pérou n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels CITES pour 2006 ni 2012. Ce pays avait publié en 2008 et en 2009 un quota d'exportation annuel pour 13 810 spécimens de source "R". D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, le quota semblait avoir été dépassé en 2009 d'après les données fournies aussi bien par le pays exportateur (22 608 spécimens vivants de source "R") que par les importateurs (18 734 spécimens vivants de source "R"). En 2008, le commerce était resté en-deçà du quota d'après les données fournies aussi bien par le pays exportateur que par les importateurs (respectivement, 10 272 et 7 104 spécimens vivants de source "R").

Les exportations directes de *P. unifilis* depuis le Pérou sur 2002-2012 étaient principalement constituées de spécimens vivants échangés à des fins commerciales, et pour la plupart élevés en ranch (Tableau 2). Le commerce de spécimens de source "R" n'était notifié que depuis 2007, et il avait culminé en 2011. L'ensemble du commerce de spécimens élevés en captivité avait eu lieu avant 2004, et le commerce de spécimens de source "F" n'avait été communiqué qu'à partir de 2005. Un petit nombre d'œufs et de corps saisis/confisqués avait aussi été signalé. Le principal pays importateur était la RAS de Hong Kong.

L'OG CITES du Pérou (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a notifié des exportations autorisées depuis des fermes d'élevage, avec des chiffres qui augmentaient depuis 3 160 en 2008 à 15 266 en 2011 (18 585 en 2012), tandis que les exportations depuis la RNPS passaient de 8 672 en 2008 à 61 540 en 2011 (109 983 en 2012). Ces valeurs reflètent la très forte augmentation du commerce de spécimens de source "R" de 2007 à 2011 (Tableau 2).

Les exportations indirectes de *P. unifilis* provenant du Pérou sur 2002-2012 étaient principalement constituées de spécimens élevés en captivité échangés à des fins commerciales ; aucun commerce indirect n'avait eu lieu pendant la période 2002-2003, ni en 2005, 2008 ni 2011. En 2009, les États-Unis avaient signalé l'importation de 1 000 spécimens vivants saisis/confisqués provenant du Pérou et réexportés via la RAS de Hong Kong.

Tableau 2. Exportations directes de *Podocnemis unifilis* depuis le Pérou, 2002-2011. (Le Pérou n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels pour 2006 ni 2012 ; aucun commerce n'avait été signalé en 2012).

Terme	Sourc e	Finalit é	Communiqué par	200 2	200 3	200 4	200 5	200 6	200 7	2008	2009	2010	2011	Total	
vivants	W	T	Importateur						150					1500	
			Exportateur						0						
	R	T	Importateur						351		1873		5571	87467	
			Exportateur						8	7104	4	2394	7		
	C	T	Importateur	118	430	193								741	
			Exportateur	145	158	8	100								1833
	F	T	Importateur				198	330		165	3700	2939	2640	3475	14939
			Exportateur				249			127	6	3160	8440	3640	1526
	I	T	Importateur		50										50
			Exportateur												
	spécimen s	W	S	Importateur							261				261
				Exportateur								261			
corps	I	P	Importateur									1		1	
			Exportateur												
carapace	W	Q	Importateur												
			Exportateur								6				6
œufs	I	P	Importateur								13			13	
			Exportateur												
pattes	W	S	Importateur												
			Exportateur	372											372

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Gestion : *P. unifilis* est une espèce classée Vulnérable au titre du décret 034-2004-AG (Pérou, 2004), lequel soumet toute chasse ou capture, tout transport et toute exportation à des fins commerciales à un permis *ad hoc* (Pérou, 2004). L'OG CITES du Pérou (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé que tous les spécimens de *P. unifilis* exportés depuis le Pérou provenaient soit de fermes d'élevage agréées, soit de la RNPS – où des plans de gestion communautaires avaient été mis en place –, et qu'un ACNP avait été établi au vu d'enquêtes ayant vérifié l'augmentation continue de la population. L'interdiction d'exportation de spécimens sauvages avait été soulignée dans la réponse du Pérou au Secrétariat de la CITES concernant le processus d'ÉCI (OG CITES du Pérou, *in litt.* au Secrétariat de la CITES, 2011).

Les plans de gestion pour un usage durable de *P. unifilis* au Pérou incluent le transfert des œufs depuis les sites naturels de ponte vers des plages artificielles, en relâchant une certaine proportion de juvéniles dans la nature (OG CITES du Pérou, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Environ 1,4 million de juvéniles avaient officiellement été remis en liberté entre 1994 et 2012 dans dans plusieurs parties de la RNPS : 628 139 dans le bassin de Pacaya sur 1995-2012, 546 744 dans celui de Yanayacu-Pucate sur 1994-2012, 184 548 dans celui de Samiria sur 2007-2012, et 26 848 dans celui de Yanayacu Grande sur 2010-2012 (Vásquez Ruesta *et al.*, 2013). En 2012, un total de 13 947 nids avaient été transférés vers des plages artificielles ; 123 754 juvéniles avaient été commercialisés, et 252 292 relâchés dans la nature (Vásquez Ruesta *et al.*, 2013).

Le régime actuel de gestion au Pérou aurait joué un rôle-clé dans la récupération de cette espèce, et constituerait un bon exemple d'usage durable réussi (OG CITES du Pérou, *in litt.* au Secrétariat de la CITES, 2011 ; Vásquez Ruesta *et al.*, 2013).

Cette espèce était rencontrée dans plusieurs zones protégées : dans la Réserve de la biosphère de Manu (Yallico et Suarez de Freitas, 1995) et la RNPS, déjà citées (Soini, 1996 ; Murrieta et Ruiz, 2006) ; dans le bassin versant de la Tambopata, la Réserve nationale de Tambopata et le PN de Bahuaja-Sonene (*ParksWatch*, 2002) ; et dans la Réserve communale d'Amarakaeri (*ParksWatch*, 2003). Dans le PN de Manu, un Programme de gestion et de protection des Podocnémides "de Cayenne" avait été mis en œuvre afin d'améliorer la durabilité de son usage par les communautés à travers : i) le transfert des œufs depuis les plages de ponte sujettes à inondations ; ii) la prévention des inondations ; iii) le relâchage de tortues produites dans les éclosiers, et le suivi de leur survie ; et iv) la mise en place d'un programme d'adoption des tortues (*Tropical Rainforest Coalition*, 2004).

SURINAME

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : D'après Groombridge (1982), la population du Suriname était constituée de "vagabonds issus des affluents de l'Amazone". Cependant, Fritz et Havaš (2007) considéraient que l'aire de répartition incluait "les bassins versants caribéens des Guyanes", et sa présence dans le pays avait été confirmée par le *Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group* (1996), De Ávila Pires (2005), Bonin *et al.* (2006), et Ernst *et al.* (2013). La carte de répartition d'Iverson (1992) incluait trois stations : deux dans le sud-est du pays, et une autre (non-confirmée) sur la côte nord. L'OG CITES du Suriname (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) avait néanmoins signalé l'observation d'un ou deux spécimens dans les rivières Sipaliwini (sud du Suriname) et Nickerie (nord-ouest du Suriname).

Tendances et état de la population : *P. unifilis* était jugée "très rare" au Suriname (Tropenbos, 2004 ; OG CITES du Suriname, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). D'après l'OG CITES du Suriname (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), après plus de trente ans de travail de terrain dans le pays, seuls trois spécimens avaient été observés, et aucun site de ponte.

Menaces : D'après l'OG CITES du Suriname (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), la collecte des adultes et des œufs comme gibier et celle des juvéniles pour le commerce d'animaux de compagnie constituaient les principales menaces de cette espèce. La destruction de l'habitat était elle aussi considérée comme une menace, mais moins grave (OG CITES du Suriname, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Commerce : Le Suriname avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2011, et publié des quotas d'exportation pour les *P. unifilis* sauvages tous les ans à partir de 1997 ; depuis 1999, les quotas ne s'appliquent qu'aux spécimens vivants (750 /an en 2002, et 630 /an pendant la période 2003-2013). D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, les seules exportations directes de *P. unifilis* depuis le Suriname signalées sur 2002-2012 étaient constituées de spécimens sauvages vivants échangés à des fins commerciales en 2002 (huit) et en 2005 (dix), dans les deux cas notifiées par les deux partenaires commerciaux ; par conséquent, le commerce était resté en-deçà du quota tous les ans (les données sur le commerce pour 2012-2013 n'étaient pas encore disponibles). Par ailleurs, les États-Unis avaient notifié l'importation de huit spécimens saisis/confisqués provenant du Suriname en 2002. Aucune exportation indirecte de *P. unifilis* provenant du Suriname n'avait été signalée sur 2002-2011.

D'après l'OG CITES du Suriname (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), aucune exportation n'avait été réalisée depuis 2002, et il n'existait aucune preuve de contrebande de *P. unifilis*.

L'Union européenne avait suspendu le commerce de sauvages *P. unifilis* depuis le Suriname en 1999 ; cette suspension, conformément au Règlement de la Commission (CE) n° 578/2013 du 17 juin 2013, reste en vigueur.

Gestion : *P. unifilis* est gérée comme une espèce "à capturer vivante" dans le cadre de la loi sur la Chasse du Suriname (OG CITES du Suriname, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Une limite de prise à deux spécimens est appliquée dans la zone nord du Suriname (Suriname, 2012), mais la collecte locale – comme gibier – des adultes et des œufs n'est pas réglementée (OG CITES du Suriname, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

VENEZUELA (REPUBLIQUE BOLIVARIENNE DU)

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : *P. unifilis* était semble-t-il largement répandue dans tout le bassin versant de l'Orénoque, ainsi que dans les rivières Caura, Caroni (sud du Venezuela) et Unare (nord du Venezuela) (OG CITES du Venezuela, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Fritz et Havaš (2007) avaient signalé sa présence dans le sud du pays, et Barrio-Amorós et Narbaiza (2008) la considéraient largement répandue dans l'État d'Amazonas (sud du Venezuela). Lors d'une étude réalisée dans le sud-est de l'État de Cojedes, dans le centre du Venezuela, Polisar *et al.* (2008) avaient constaté que la répartition de *P. unifilis* était plus réduite que celle de *P. voglii*. Staton et Dixon (1977) avaient suggéré qu'elle était probablement rencontrée dans la région de Llanos (vastes plaines herbeuses traversées par l'Orénoque, dans le centre et le sud-ouest du Venezuela), mais qu'ils ne l'avaient pas observée pendant leur étude de onze mois en 1973-1974.

Tendances et état de la population : Cette espèce a été classée Vulnérable sur la Liste rouge du Venezuela (Ojasti *et al.*, 2008), et la tendance de la population était considérée en déclin (Thorbjarnarson *et al.*, 1993 ; Ojasti *et al.*, 2008).

D'après l'OG CITES du Venezuela (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), les observations de terrain montrent que les spécimens matures sont relativement abondants et que rien n'indique un déclin significatif de la population. D'après Thorbjarnarson *et al.* (1993), *P. unifilis* était "encore abondante dans de nombreux habitats fluviaux des basses terres du Venezuela", et Escalona (2010) et Escalona et Loiselle (2003) la jugeaient abondante dans les habitats riverains de la Caura et de ses affluents. D'après Barrio-Amorós et Narbaiza (2008), qui avaient réalisé des interviews et des observations directes lors de quatre expéditions dans l'État d'Amazonas en 1998, bien que cette espèce soit chassée comme gibier dans la région, elle "conserve une certaine abondance démographique". Toutefois, Rodriguez (2001, comm. pers. à Fidenci, *in* Fidenci, 2002) avait signalé que "d'après les captures de pêche et [ses] observations personnelles, les populations de *P. unifilis* dans la rivière Caura sont [...] en passe de devenir vulnérables". Selon Fidenci (2002), le statut des populations de l'Orénoque était "inconnu, mais sans doute fortement diminué".

Menaces : L'exploitation de l'espèce était considérée comme sa principale menace (Thorbjarnarson *et al.*, 1993 ; Ojasti *et al.*, 2008 ; Escalona, 2010 ; OG CITES du Venezuela, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) ; ses œufs et sa viande étaient consommés dans l'État d'Amazonas (Barrio-Amorós et Narbaiza, 2008), et elle était considérée culturellement et économiquement importante dans la région de la rivière Caura (Escalona, 2010a). L'OG CITES du Venezuela (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) considérait que cette espèce était peu demandée en milieu urbain. Toutefois, Escalona et Loiselle (2003) avaient réalisé une étude sur la chasse à la tortue dans la rivière Mato (affluent de la Caura) en 2000, et découvert que la demande de *P. unifilis* en milieu urbain était importante. Leurs résultats avaient confirmé que ces tortues étaient capturées pour la consommation locale quelle que soit leur taille ou leur classe d'âge, mais que la capture à des fins commerciales visait surtout les femelles matures, qui atteignaient les plus hauts prix sur les marchés (Escalona et

Loiselle, 2003). Ojasti *et al.* (2008) avaient signalé qu'en 2000 les chasseurs locaux étaient payés 5 000 BS (env. 8 USD de l'époque) pour chaque adulte de *P. unifilis*, et que le même spécimen pouvait se vendre à 30 000 BS (env. 35-45 USD) dans la capitale de l'État.

Au cours d'une étude réalisée dans les rivières Nichare et Tawadu, Escalona et Fa (1998) avaient découvert que la collecte des œufs était la principale cause des échecs de nidification, et que sur les plages exploitées, 17 p. cent seulement des nids produisaient des juvéniles. Hernández *et al.* (2010a) avaient découvert en 2009 que la prédation des œufs par l'homme et les animaux, qui entraîne la destruction de 80 p. cent des nids, était la principale menace le long de la rivière Manapire ; le long de la Cojedes, 28 p. cent des nids étaient détruits par la prédation et les inondations.

D'après l'OG CITES du Venezuela (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), la prédation des œufs par les chiens et les porcs sauvages était une menace importante. Hernández *et al.* (2010b) avaient découvert, au cours d'enquêtes réalisées dans les rivières Cojedes et Manapire en 2009, que 28 p. cent et 85 p. cent des œufs étaient respectivement perdus par suite de la prédation et des inondations. Escalona (2010) avait fait remarquer que la destruction de l'habitat constituait une menace importante le long de la Caura et de ses affluents.

Commerce : Le Venezuela avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2012, mais n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *P. unifilis*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, les exportations directes de *P. unifilis* depuis le Venezuela sur 2002-2012 étaient principalement constituées de spécimens vivants élevés en ranch ou en captivité échangés à des fins commerciales ; aucun commerce n'avait été notifié en 2002 ni sur 2010-2011 (Tableau 3). Le seul commerce de spécimens sauvages visait des fins scientifiques, et tous avaient été importés par les États-Unis. Les principaux pays importateurs d'animaux élevés en ranch ou en captivité étaient le Mexique et Taïwan, PdC. Aucune exportation indirecte de *P. unifilis* provenant du Venezuela n'avait été notifiée sur 2002-2012.

Tableau 3. Exportations directes de *Podocnemis unifilis* depuis la République bolivarienne du Venezuela, 2003-2012 (aucun commerce n'avait été notifié en 2002 ni sur 2010-2011). (Quantités arrondies à la première décimale, le cas échéant.)

Terme	Unité	Source	Finalité	Communiqué par	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2012	Total
vivants	-	R	T	Importateur			250			1550			1800
				Exportateur	100	300	775	880		900	500	3455	
		C	T	Importateur		150	200	120	1750				2220
				Exportateur		150	450	900	2400		700	4600	
spécimens	l	W	S	Importateur									
				Exportateur					<0,1			<0,1	
	m3	W	S	Importateur					<0,1			<0,1	
				Exportateur									
	-	W	S	Importateur				40					40
				Exportateur	40			80				120	

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

L'OG CITES du Venezuela (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé qu'aucun permis de collecter des œufs pour le *ranching* n'avait été délivré sur 2010-2012, pour des raisons économiques. Aucune preuve de contrebande n'avait été signalée (OG CITES du Venezuela, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Toutefois, Hernández et Espín (2003) avaient effectué des estimations des taux d'exploitation illicite des *Podocnemis* spp. dans la région du moyen-Orénoque au Venezuela, d'après des collectes de carapaces, des données fournies par la Garde nationale, et des saisies effectuées par le ministère de l'Environnement et des ressources naturelles renouvelables [MARNR] ; ils en avaient conclu que *P. unifilis* était la deuxième espèce la plus communément capturée, derrière *P. expansa*.

Gestion : *P. unifilis* figurait sur la liste des animaux de chasse (Décision n° 102 du MARNR, de 1996, amendée en 2002) (OG CITES du Venezuela, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Sa capture est autorisée de mars à avril, avec une limite de prise de deux spécimens, mais elle requiert un permis délivré par le MARNR (Hernández et Espín, 2003).

L'OG CITES du Venezuela (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé que pour obtenir un permis de collecter des œufs dans la nature, les installations de *ranching* doivent fournir un dossier technique détaillé sur la structure locale de la population et l'abondance des nids. Dix p. cent des spécimens éclos seraient relâchés dans la nature à l'âge de douze mois ; leur taux de survie était considéré supérieur aux taux de survie dans la nature, et ils afficheraient un certain potentiel à augmenter les taux de recrutement totaux des populations exploitées (OG CITES du Venezuela, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Il avait aussi été déclaré que les Autorités ministérielles s'impliquaient en matière de suivi afin de garantir que les installations de *ranching* satisfaisaient aux exigences (OG CITES du Venezuela, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Dans la réponse de l'OG CITES du Venezuela au questionnaire du CA concernant les spécimens portant un code de source "R", l'élevage en ranch de *P. unifilis* était jugé réduire la pression cynégétique, conserver les ressources génétiques, renforcer les populations sauvages, et générer des ressources économiques (CA 24 Doc. 8.1, Annexe 4).

L'OG CITES du Venezuela (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé l'existence de plusieurs projets gouvernementaux et non-gouvernementaux de conservation visant à protéger cette espèce à travers la collecte et l'incubation artificielle des œufs. Les actions visant à protéger cette espèce dans le Refuge de faune sauvage de la tortue Arrau, dans le bassin de l'Orénoque, étaient considérées couronnées de succès, le nombre de nids de *P. unifilis* étant passé de 103 en 2006 à 980 en 2012 (OG CITES du Venezuela, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). *P. unifilis* était rencontrée dans plusieurs zones protégées (Ojasti *et al.*, 2008), dont le PN de Capanaparo-Cinaruco, mais "exploitée de façon intensive comme gibier" (Thorbjarnarson *et al.*, 1993).

D. Problèmes identifiés mais sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a)

Des preuves de contrebande au Brésil, au Pérou et au Venezuela avaient été signalées.

Les rapports annuels CITES n'avaient toujours pas été reçus depuis l'Équateur pour 2006 ni 2011, ni depuis le Pérou pour 2006.

E. Bibliographie

- Almeida, S. S., Pezzuti, J. C. B. and Silva, D. F. 2005. Notes on nesting of *Podocnemis unifilis* (Chelonia: Pelomedusidae) in small agricultural clearings in eastern Amazonia, Caxiuanã, Pará, Brazil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais*, Belém, 1 (1), p.243–245.
- Altherr, S. and Freyer, D. 2001. *Morbidity and mortality in private husbandry of reptiles*. West Sussex, UK: RSPCA and Pro Wildlife.
- De Ávila Pires, T. C. S. 2005. Reptiles. In: Hollowell, T. and Reynolds, R. P. (eds.), *Checklist of the terrestrial vertebrates of the Guiana shield*, Bulletin of the Biological Society of Washington no. 13, p.25–42.
- Barrio-Amorós, C. L. 2004. *Herpetological approach to the Venezuelan Llanos*. Arassari and Andigena Technical Report No. 1.
- Barrio-Amorós, C. L. and Narbaiza, Í. 2008. Turtles of the Venezuelan Estado Amazonas. *Radiata*, 17 (1), p.2–19.
- Bass, M. S., Finer, M., Jenkins, C. N., Kreft, H., Cisneros-Heredia, D. F., McCracken, S. F., Pitman, N. C. A., English, P. H., Swing, K., Villa, G., Di Fiore, A., Voigt, C. C. and Kunz, T. H. 2010. Global conservation significance of Ecuador's Yasuní National Park. *PLoS ONE*, 5 (1).

- Bérnills, R. S. and Costa, H. C. 2012. Brazilian reptiles: List of species. Version 2012.2. *Sociedade Brasileira de Herpetologia*. [Online]. Available at: <http://www.sbherpetologia.org.br/> [Accessed: 12 February 2013].
- Bickham, J. W., Iverson, J. B., Parham, J. F., Philippen, H.-D., Rhodin, A. G. J., Shaffer, H. B., Spinks, P. Q. and van Dijk, P. P. 2007. An annotated list of modern turtle terminal taxa with comments on areas of taxonomic instability and recent change. *Chelonian Research Monographs*, 173 (4), p.173–199.
- Bock, B. C., Paez, V. P. and White, M. M. 2001. Genetic population structure of two threatened South American river turtle species, *Podocnemis expansa* and *Podocnemis unifilis*. *Chelonian Conservation and Biology*, 4 (1), p.1–6.
- Bonin, F., Devaux, B. and Dupré, A. 2006. *Turtles of the world*. London, UK: A&C Black.
- Brazil. 1999. *Law 9, 605 (1998) Environmental crimes law of Brazil*.
- Buhlmann, K. A., Akre, T. S. B., Iverson, J. B., Karapatakis, D., Mittermeier, R. A., Georges, A., Rhodin, A. G. J., van Dijk, P. P. and Gibbons, J. W. 2009. A global analysis of tortoise and freshwater turtle distributions with identification of priority conservation areas. *Chelonian Conservation and Biology*, 8 (2), p.116–149.
- Caputo, F. P., Canestrelli, D. and Boitani, L. 2005. Conserving the terecay (*Podocnemis unifilis*, Testudines: Pelomedusidae) through a community-based sustainable harvest of its eggs. *Biological Conservation*, 126, p.84–92.
- Chirif, A. 2005. Biodiversidad Amazónica y gastronomía regional. *Folia Amazónica*, 14 (2), p.91–98.
- Cisneros-Heredia, D. F. 2006. Turtles of the Tiputini Biodiversity Station with remarks on the diversity and distribution of the Testudines from Ecuador. *Biota Neotropica*, 6 (1).
- Conway-Gómez, K. 2007. Effects of human settlements on abundance of *Podocnemis unifilis* and *P. expansa* turtles in northeastern Bolivia. *Chelonian Conservation and Biology*, 6 (2), p.199–205.
- Ernst, C. H., Altenburg, R. G. M. and Barbour, R. W. 2013. *Podocnemis unifilis*. *Turtles of the World*. [Online]. Available at: <http://wbd.etibioinformatics.nl/bis/turtles.php?> [Accessed: 8 February 2013].
- Escalona, T. 2010. Uso local, ecología reproductiva y genética de la “terecay” (*Podocnemis unifilis*) en el Bajo Caura, Venezuela. In: Machado-Allinson, A., Hernández, O., Aguilera, M., Eloy Seijas, A. and Rojas, F. (eds.), *Simposio investigación y manejo de fauna silvestre en Venezuela en homenaje al Dr. Juhani Ojasti*, 2010, Caracas, Venezuela: Queiroz Publicidad C.A., p.85–96.
- Escalona, T., Engstrom, T. N., Hernandez, O. E., Bock, B. C., Vogt, R. C. and Valenzuela, N. 2009. Population genetics of the endangered South American freshwater turtle, *Podocnemis unifilis*, inferred from microsatellite DNA data. *Conservation Genetics*, 10, p.1683–1696.
- Escalona, T. and Fa, J. E. 1998. Survival of nests of the terecay turtle (*Podocnemis unifilis*) in the Nichare-Tawadu Rivers, Venezuela. *Journal of Zoology*, 244, p.303–312.
- Escalona, T. and Loiselle, B. 2003. *Podocnemis unifilis*, a valuable freshwater turtle used as a local and commercial food resource in the lower Caura basin. *Scientia Guianae*, 12, p.419–440.
- Fachín Terán, A. and von Mülhen, E. M. 2003. Reproducción de la taricaya *Podocnemis unifilis* Troschel 1848 (Testudines: Podocnemididae) en la várzea del medio Solimões, Amazonas, Brasil. *Ecología Aplicada*, 2 (1), p.125–132.
- Fachín Terán, A., Vogt, R. C. and Thorbjarnarson, J. B. 2004. Patterns of use and hunting of turtles in the Mamirauá sustainable development reserve, Amazonas, Brazil. In: Silvius, K. M., Bodmer, R. E. and Fragoso, J. M. V. (eds.), *People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America*, New York, USA: Columbia University Press, p.362–377.
- Ferronato, B. O., Molina, F. B., Molina, F. C., Espinosa, R. A. and Morales, V. R. 2011. New locality records for chelonians (Testudines: Chelidae, Podocnemididae, Testudinidae) from Departamento de Pasco, Peru. *Herpetology Notes*, 4, p.219–224.
- Ferronato, B. O. and Morales, V. M. 2012. Biology and conservation of the freshwater turtles and tortoises of Peru. *IRCF Reptiles & Amphibians*, 19 (2), p.103–116.
- Fidenci, P. 2002. Chelonian notes along the Caura River, Venezuela, 2001. *Turtle and Tortoise Newsletter*, 2002 (5), p.6–8.
- Franklin, C. J. 2007. *Turtles: An extraordinary natural history 245 million years in the making*. Ibister, D. J. (ed.). St. Paul, US: Voyageur Press.
- Fritz, U. and Havaš, P. 2007. Checklist of chelonians of the world. *Vertebrate Zoology*, 57 (2), p.148–368.

- Groombridge, B. 1982. *The IUCN amphibia-reptilia Red Data Book Part 1: Testudines, Crocodylia, Rhynchocephalia*. Gland, Switzerland: IUCN.
- Hernández, O. and Espín, R. 2003. Consumo ilegal de tortugas por comunidades locales en el Río Orinoco medio, Venezuela. *Acta Biologica Venezuelica*, 23 (2-3), p.17-26.
- Hernández, O., Espinosa Blanco, A. S., Lugo Castillo, M., Jiménez-Oraá, M. and Seijas, A. E. 2010a. Manejo de nidadas de terecay (*Podocnemis unifilis*) en los ríos Cojedes y Manapire, como medida para evitar su pérdida por inundación y depredación. In: De Oliveira-Miranda, R., Lessmann, J., Rodríguez-Ferraro, A. and Rojas-Suárez, F. (eds.), *Ciencia y conservación de especies amenazadas en Venezuela: Conservación basada en evidencias e intervenciones estratégicas*, Houston, USA: Provita, ConocoPhillips, p.207-212.
- Hernández, O., Espinosa-Blanco, A. S., Lugo, M. C., Jiménez-Oraa, M. and Seijas, A. E. 2010b. Artificial incubation of yellow-headed sideneck turtle *Podocnemis unifilis* eggs to reduce losses to flooding and predation, Cojedes and Manapire Rivers, southern Venezuela. *Conservation Evidence*, 7, p.100-105.
- IBAMA. 1989. Portaria nº 1.522, de 19 de dezembro de 1989. Lista Oficial de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.
- IBAMA. 1992. Portaria n.º 142/92, de 30 de dezembro de 1992 considerando a importância sócio-econômica da tartaruga-da-amazônia *Podocnemis expansa* e do tracajá *Podocnemis unifilis* para as comunidades que residem nas áreas de distribuição geográfica d. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.
- Iverson, J. B. 1992. *A revised checklist with distribution maps of the turtles of the world*. Richmond, USA: Earlham College.
- Johns, A. D. 1987. Continuing problems for Amazon river turtles. *Oryx*, 21 (1), p.25-28.
- Kemenes, A. and Pezzuti, J. C. B. 2007. Estimate of trade traffic of *Podocnemis* (Testudines, podocnemididae) from the middle Purus River, Amazonas, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology*, 6 (2), p.259-262.
- Kvist, L. P., Gram, S., Cácares, A. C. and Ore, I. B. 2001. Socio-economy of flood plain households in the Peruvian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 150, p.175-186.
- Lopes, G. P., Valsecchi, J., Vieira, T. M., do Amaral, P. V. and da Costa, E. W. M. 2012. Hunting and hunters in lowland communities in the region of the Middle Solimões, Amazonas, Brazil. *UAKARI*, 8 (1), p.7-18.
- Mittermeier, R. A., Buhlmann, K. A., Rhodin, A. G. J. and Pritchard, P. C. H. 2010. Giant river turtles: efforts around the world are underway to recover declining turtle populations. *Reptile Channel*. [Online]. Available at: www.reptilechannel.com [Accessed: 5 February 2013].
- Moll, D. and Moll, E. O. 2004. *The ecology, exploitation, and conservation of river turtles*. New York, USA: Oxford University Press.
- Murrieta, J. N. and Ruiz, C. G. 2006. *Conservation of aquatic biodiversity in Pacaya-Samiria National Reserve, Peru, July - September 2006. Third narrative report*. Paris, France: Foundation Ensemble.
- Norris, D., Pitman, N. C. A., Gonzales, J. M., Torres, E., Pinto, F., Collado, H., Concha, W., Thupa, R., Quispe, E., Pérez, J. and Flores del Castillo, J. C. 2011. Abiotic modulators of *Podocnemis unifilis* (Testudines: Podocnemididae) abundances in the Peruvian Amazon. *Zoologia*, 28 (3), p.343-350.
- Ojasti, J. 1996. *Wildlife utilization in Latin America: Current situation and prospects for sustainable management*. Rome, Italy: Food and Agriculture Organisation of the United Nations.
- Ojasti, J., Arteaga, A. and Lacabana, P. 2008. Terecay: *Podocnemis unifilis* Troschel 1848. In: Rodríguez, J. P. and Rojas-Suárez, F. (eds.), *Libro rojo de la fauna Venezolana*, Caracas, Venezuela: Provita y Shell Venezuela, p.173.
- Organe de Gestion CITES de République bolivarienne du Venezuela. 2013. CITES Management Authority of the Bolivarian Republic of Venezuela, *in litt.* to UNEP-WCMC, 25/04/2013.
- Organe de Gestion CITES du Brésil. 2013. CITES Management Authority of Brazil, *in litt.* to UNEP-WCMC, 15/03/2013.
- Organe de Gestion CITES de l'Équateur . 2013. CITES Management Authority of Ecuador, *in litt.* to UNEP-WCMC, 05/08/2013.
- Organe de Gestion CITES du Pérou. 2011. CITES Management Authority of Peru, *in litt.* to the CITES Secretariat 08/11/2011.

- Organe de Gestion CITES du Pérou. 2013. CITES Management Authority of Peru, *in litt.* to UNEP-WCMC, 07/06/2013.
- Organe de Gestion CITES du Suriname. 2013. CITES Management Authority of Suriname, *in litt.* to UNEP-WCMC, 04/04/2013.
- Ortega, A. M., Bock, B. C. and Páez, V. P. 1998. Efecto del estado de desarrollo en el momento de la transferencia de nidos sobre la tasa de eclosión de la tortuga Terecay (*Podocnemis unifilis*). *Vida Silvestre Neotropical*, 7 (2-3), p.126–131.
- Páez, V. P. and Bock, B. C. 2004. Pre- and post-hatching factors affecting juvenile growth rates in the yellow-spotted river turtle (*Podocnemis unifilis*). *Actualidades biológicas*, 26 (81), p.137–151.
- ParksWatch. 2002. *Park profile - Peru Amarakaeri Communal Reserve*. Durham, USA: Center for Tropical Conservation, Duke University.
- ParksWatch. 2003. *Park Profile - Peru Tambopata National Reserve and Bahuaja-Sonene National Park*. Durham, USA: Center for Tropical Conservation, Duke University.
- Peru. 2004. *Decreto Supremo N° 034-2004-AG*.
- Pineda-Catalan, O., Mendez, M., Gleizer, A., García-Dávila, C., Aguirre, A. A., Pinedo-Vasquez, M. and Amato, G. 2012. Conservation genetics of harvested river turtles, *Podocnemis expansa* and *Podocnemis unifilis*, in the Peruvian Amazon: All roads lead to Iquitos. *Mitochondrial DNA*, 23 (3), p.230–238.
- Polisar, J., Scognamiglio, D., Maxit, I. E. and Sunquist, M. 2008. Patterns of vertebrate abundance in a tropical mosaic landscape. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 43 (2), p.85–98.
- Pritchard, P. C. H. 1979. *Encyclopedia of turtles*. Neptune, USA: TFH Publishing Inc.
- Pulido, V. 1991. *El libro rojo de la fauna silvestre del Perú*. Lima, Peru: Instituto Nacional de Investigación Agraria y Agroindustrial.
- Rodrigues, M. T. 2005. The conservation of Brazilian reptiles: challenges for a megadiverse country. *Conservation Biology*, 19 (3), p.659–664.
- Rodríguez-Guerra, A. 2012. *Podocnemis unifilis*. *ReptiliaWeb Ecuador*. Version 2013.0. [Online]. Available at: <http://zoologia.puce.edu.ec/vertebrados/reptiles/FichaEspecie.aspx?Id=1808> [Accessed: 11 March 2013].
- Rueda-Almonacid, J. V., Carr, J. L., Mittermeier, R. A., Rodríguez-Mahecha, J. V., Mast, R. B., Vogt, R. C., Rhodin, A. G. J., Ossa-Velásquez, J. de la, Rueda, J. N. and Mittermeier, C. G. 2007. *Las tortugas y los cocodrilianos de los países Andinos del trópico*. Bogotá, Colombia: Conservation International.
- Sánchez, N., Tantaleán, M., Vela, D. and Méndez, A. 2006. Parásitos gastrointestinales de la taricaya, *Podocnemis unifilis* (Troschel, 1848) (Testudines: Podocnemididae) de Iquitos, Perú. *Revista Peruana de biología*, 13 (1), p.119–120.
- Scabin, A., Ferrara, C. R., Ribeiro do Nascimento, F., Schneider, L., Santos, L. J., Gama, L. and Diniz Bernardes, V. C. 2010. *Conservation and management of Amazon turtles, Brazil*. Cambridge, UK: Conservation Leadership Programme.
- Soini, P. 1996. Reproduccion, abundancia y situacion de quelonios acuaticos en la Reserva Nacional Pacaya-Samiria, Peru. *Folia Amazónica*, 8 (1), p.145–162.
- Staton, M. A. and Dixon, J. R. 1977. The herpetofauna of the Central Llanos of Venezuela: Noteworthy records, a tentative checklist and ecological notes. *Journal of Herpetology*, 11 (1), p.17–24.
- Suriname. 2012. *Jachtkalender*. *Ministerie van Ruimtelijke Ordening, Grond- en Bosbeheer*. [Online]. Available at: <http://www.gov.sr/sr/ministerie-van-rgb/documenten/jachtkalender.aspx> [Accessed: 20 March 2013].
- Thorbjarnarson, J., Perez, N. and Escalona, T. 1993. Nesting of *Podocnemis unifilis* in the Capanaparo river, Venezuela. *Journal of Herpetology*, 27 (3), p.344–347.
- Torres, H. 1992. *Biological diversity in South America: Conservation, management and sustainable use*. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission.
- Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group. 1996. *Podocnemis unifilis*. *IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2013.1. [Online]. Available at: www.iucnredlist.org [Accessed: 4 February 2013].
- Townsend, W. R., Borman, R. A., Yiyoguaaje, E. and Mendua, L. 2005. Cofán Indians' monitoring of freshwater turtles in Zábalo, Ecuador. *Biodiversity and Conservation*, 14, p.2743–2755.
- Tropenbos. 2004. *Issues paper: information issues in the Suriname forest sector*.

- Tropical Rainforest Coalition. 2004. *Save-a-turtle (Taricayas)*. [Online]. Available at: <http://www.rainforest.org/projects/turtle/saveaturtle> [Accessed: 12 February 2013].
- Uetz, P. and Hallermann, J. 2013. *Podocnemis unifilis* Troschel, 1848. *The Reptile Database*. [Online]. Available at: <http://reptile-database.reptarium.cz> [Accessed: 4 February 2013].
- Vanzolini, P. E. 2003. On clutch size and hatching success of the South American turtles *Podocnemis expansa* (Schweigger, 1812) and *P. unifilis* Troschel, 1848 (Testudines, Podocnemididae). *Anais da Academia Brasileira de Ciencias*, 75 (4), p.415–430.
- Vásquez Ruesta, P., Giussepe, L.A. and Urrutia, G. 2013. Dictament de extracción no perjudicial de las poblaciones de taricaya (*Podocnemis unifilis*) para el cupo de exportación 2013. Lima (Perú): Dirección General de Diversidad Biológica.
- Vigle, G. O. 2008. The amphibians and reptiles of the Estación Biológica Jatun Sacha in the lowland rainforest of Amazonian Ecuador: A 20-year record. *Breviora*, 514 (1), p.1–30.
- Vogt, R. C. 2013. *Richard Vogt (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia)*, pers. comm. to UNEP-WCMC.
- Weaver, J. 1973. Profits, politics, and Podocnemis. *International Turtle and Tortoise Society Journal*, 7, p.10–15.
- Yallico, L. and Suarez de Freitas, G. 1995. *The Manu Biosphere Reserve, Peru. Working Paper no. 8*. Geneva, Switzerland: South-South Cooperation Programme on Environmentally Sound Socio-Economic Development in the Humid Tropics.

Kinixys homeana Bell, 1827 : Bénin, Côte d'Ivoire, République démocratique du Congo, Guinée équatoriale, Gabon, Togo

Testudinidae, Kinixys de Home

Sélection pour l'Étude du Commerce Important

Lors de sa 25^{ème} réunion, le Comité pour les Animaux (CA) avait retenu *Kinixys homeana* pour l'ÉCI en tant qu'espèce dont l'étude était prioritaire, conformément aux considérations exposées dans le document AC25 Doc. 9.6 (AC25, Compte-rendu résumé). L'analyse figurant à l'Annexe 2 du document AC25 Doc. 9.6 spécifiait que *K. homeana* avait atteint un seuil élevé de volume commercial pour une espèce mondialement menacée ou quasi-menacée en 2008 et en 2009. Lors de la 26^{ème} réunion du CA, seule la réponse de la République démocratique du Congo (ci-après, "RD du Congo") avait été reçue (AC26 Doc. 12.3). Le Bénin, le Cameroun, le Congo, la Côte d'Ivoire, la RD du Congo, la Guinée équatoriale, le Gabon, le Ghana, le Liberia, le Nigéria, le Sierra Leone et le Togo avaient donc été retenus pour étude (AC26, Compte-rendu résumé). Ultérieurement à la 26^{ème} réunion du CA, le Cameroun, le Congo, le Liberia, le Nigéria et le Sierra Leone, vu l'absence de trafic commercial au long des dix dernières années, ont été éliminés du processus avec l'accord du CA, après l'avoir consulté. Le Ghana a été éliminé du processus avec l'accord du CA, bien qu'un commerce depuis le pays ait été signalé.

A. Résumé

Vue d'ensemble des recommandations concernant *Kinixys homeana*.

Aperçu général

Aperçu général		
		L'aire de répartition actuelle avoisinerait les 9 235 km ² , et la taille de la population les 4,2 millions de spécimens. L'espèce est classée Vulnérable sur la Liste rouge de l'UICN et sa population affiche une tendance au déclin.
État de l'aire de répartition	Catégorie provisoire	Résumé
Bénin	Peut-être préoccupante	Niveaux de commerce modérés sur la période 2002-2012, et portant principalement sur des spécimens vivants de source "R". Un dépassement de quota possible avait été signalé en 2010 (sauvages). Des inquiétudes avaient été soulevées concernant la gestion du <i>ranching</i> . L'aire de répartition est limitée, et le déclin de la population se poursuit. Par conséquent, l'espèce est classée Peut-être préoccupante.
Côte d'Ivoire	Moins préoccupante	La commercialisation de 250 spécimens sauvages et de 200 spécimens élevés en captivité, tous vivants, avait été signalée en 2003, mais pas par la Côte d'Ivoire. Cette espèce est rencontrée dans le sud du pays, mais l'état de la population est inconnu. Compte tenu des faibles niveaux de commerce, l'espèce est classée Moins préoccupante.
République démocratique du Congo	Moins préoccupante	L'espèce est rencontrée dans le nord de la RD du Congo, avec peut-être des sous-populations isolées dans la partie est du pays. Toutefois, aucun commerce international n'ayant été notifié sur 2002-2011, cette espèce est classée Moins préoccupante.
Guinée équatoriale	Moins préoccupante	Le commerce de 25 spécimens sauvages vivants avait été signalé en 2003 par la Guinée équatoriale, mais pas par le pays importateur. L'espèce est au moins relativement abondante localement, bien qu'un déclin de la population ait été signalé. Compte tenu des faibles niveaux de commerce, l'espèce est classée Moins préoccupante.

Gabon	Moins préoccupante	L'aire de répartition dans le pays est contestée, bien que l'OG CITES en confirme la présence. Compte tenu des très faibles niveaux de commerce international sur 2002-2011, l'espèce est classée Moins préoccupante.
Togo	Peut-être préoccupante	Niveaux de commerce importants sur 2002-2011, et portant principalement sur des spécimens vivants de source "R". Trois cas de dépassements de quota possibles avaient été notifiés sur la période 2002-2005 (sauvages). Des inquiétudes avaient été soulevées concernant la gestion de cette espèce, y compris le <i>ranching</i> . L'espèce semblant rare et en déclin, elle est classée Peut-être préoccupante.

B. Aperçu de l'espèce

Remarque taxonomique : Kirkpatrick (1998) a fait remarquer que les *Kinixys* spp. étaient sujettes aux erreurs d'identification, et d'après Tabaka (2003), *K. homeana* et *K. erosa* étaient souvent confondues, bien que l'on puisse les distinguer de façon fiable en fonction de l'angle de la cinquième scutelle vertébrale.

Biologie : *Kinixys homeana* est une tortue d'Afrique occidentale qui habite les forêts sempervirentes de basse altitude (Broadley, 1989 ; Ernst *et al.*, 2013), dont elle préfère les sites les plus humides (Bonin *et al.*, 2006) : elle est souvent rencontrée le long des cours d'eau et en habitat marécageux (Branch, 2008). Luiselli (2003) et Luiselli *et al.* (2006) avaient signalé que cette espèce pouvait être rencontrée dans les îlots de végétation dense des zones où elle était chassée, mais qu'elle occupait des habitats plus variés dans les zones où elle était protégée de la chasse.

L'écologie de *K. homeana* était considérée assez mal connue, en partie parce qu'elle est relativement inactive et difficile à observer (Harwood, 2003). Elle produit des pontes de deux à quatre œufs (Kirkpatrick, 1998) jusqu'à deux fois par an, généralement pendant la saison sèche, en décembre et janvier (Maran et Serpol, 2006).

Répartition générale et état de conservation : L'aire de répartition de *K. homeana* couvre du Liberia, à l'ouest, jusqu'au Cameroun et la RD du Congo, à l'est (Broadley, 1989 ; Iverson, 1992 ; Bonin *et al.*, 2006 ; Fritz et Havaš, 2007 ; Branch, 2008 ; Vetter, 2011) (Figure 11) ; sa présence en République du Congo (Congo-Brazzaville) avait été signalée par Branch (2008) et Jackson et Blackburn (2010), et d'après Vetter (2011) sa présence dans ce pays était probable.

À partir de projections des différentes aires de répartition, Buhlmann *et al.* (2009) avaient estimé que l'aire de répartition totale de *K. homeana* était de 1 825 142 km². Luiselli *et al.* (2006) avaient fait remarquer que les cartes de répartition existantes représentaient l'aire de répartition historique de cette espèce, mais que plus récemment la superficie des habitats adéquats avait diminué ; ils estimaient qu'en 1992, son aire de répartition ouvrait environ 788 843 km², mais qu'en 2006 elle avait rétréci jusqu'à une taille de cinq p. cent de cette valeur (9 235 km²), et qu'elle était probablement encore plus réduite (Luiselli *et al.*, 2006). Les zones protégées couvrent environ trois p. cent de l'aire de répartition totale de l'espèce (Luiselli *et al.*, 2006).

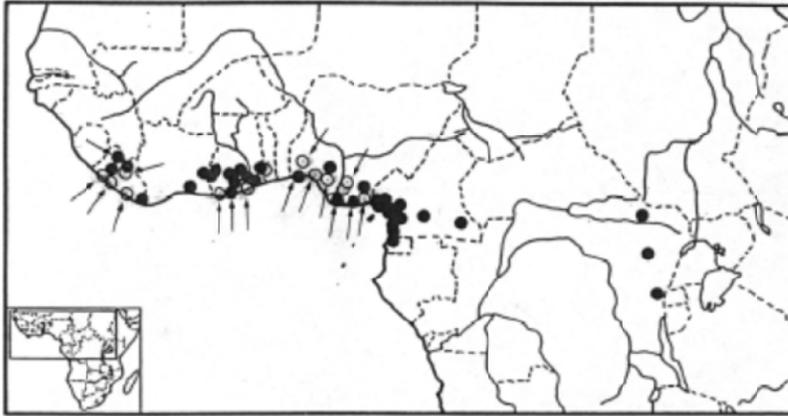


Figure 11 : Répartition de *Kinixys homeana* en Afrique occidentale, en se fondant sur les observations constatées (d'après Iverson, 1992) et les sites récemment découverts (cercles). Les flèches indiquent les sites où les populations pourraient avoir décliné ou disparu. (Source : Luiselli *et al.*, 2006).

La taille totale de la population de *K. homeana* était estimée "au mieux" à 4 205 000 de spécimens (Luiselli *et al.*, 2006). La densité de population était considérée relativement faible (Bonin *et al.*, 2006) ; une estimation d'environ 1,4 spécimens/ha, calculée pour le Nigéria, était jugée représentative de l'aire de répartition totale (Luiselli *et al.*, 2006).

K. homeana a été classée Vulnérable sur la Liste rouge de l'UICN en se fondant sur un déclin de la population de 90 p. cent sur trois générations (quarante ans), ainsi que sur la tendance continue escomptée au déclin de la population (Luiselli *et al.*, 2006). Cette tendance au déclin avait aussi été signalée par Bonin *et al.* (2006) et Branch (2008), et les populations côtières étaient jugées particulièrement touchées (Luiselli *et al.*, 2006).

Menaces : Parmi les principales menaces de *K. homeana* figureraient la perte d'habitat (Broadley, 1989 ; Bonin *et al.*, 2006 ; Maran et Serpol, 2006 ; Branch, 2008), la chasse à des fins de subsistance et pour la médecine traditionnelle, et la capture pour le commerce international d'animaux de compagnie (Luiselli *et al.*, 2006 ; Maran et Serpol, 2006 ; Branch, 2008). Harwood (2003) considérait cette espèce relativement tolérante à la chasse opportuniste, car elle est relativement inactive et assez difficile à trouver, et Bonin *et al.* (2006) la considéraient "peut-être un peu moins chassée comme gibier que les autres *Kinixys* spp.". Cependant, Luiselli *et al.* (2006) considéraient que les niveaux de collecte n'étaient pas durables, et manifestaient leur inquiétude concernant la chasse à l'intérieur des zones protégées.

À la fin des années 1990, Kirkpatrick (1998) avait affirmé que les hauts niveaux d'exportation "ne pouvaient pas se poursuivre indéfiniment sans décimer les populations sauvages" ; plus récemment, Branch (2008) considérait que *K. homeana* était commune dans le commerce international d'animaux de compagnie. Pour Schlaepfer (2005), *K. homeana* faisait partie des espèces "particulièrement vulnérables à la capture commerciale, compte tenu [...] des caractéristiques de son cycle biologique, de sa répartition géographique, et des niveaux de commerce avec les États-Unis de 1998 à 2002" ; son statut était d'après lui "si grave que le commerce d'animaux capturés dans la nature devrait être interrompu ou considérablement réduit", et l'espèce "pourrait ne pas être protégée de façon adéquate face à la surcollecte". Vu les bas prix pratiqués sur les *K. homeana* aux États-Unis, les spécimens collectés dans la nature "arrivent souvent stressés et sans aucune information concernant leur lieu d'origine" (Kirkpatrick, 1998). La forte mortalité en captivité était liée aux infestations parasitaires et à des conditions environnementales inadéquates (Kirkpatrick,

1998 ; Farkas et Sátorhelyi, 2006 ; Webb, 2012) ; cette espèce était jugée difficile à garder en captivité (Corton, 2013 ; Altherr et Freyer, 2001).

Vue d'ensemble concernant le commerce et la gestion : *K. homeana* figure à l'Annexe II de la CITES depuis le 01/07/75, et elle avait été retenue pour l'ÉCI CITES en 1993, à une époque où le commerce international, bien que jugé ne pas avoir de répercussions négatives sur cette espèce à un niveau global, était toutefois susceptible d'affecter les populations locales (WCMC *et al.*, 1993).

Luiselli *et al.* (2006) avaient fait remarquer que l'espèce était protégée par des lois coutumières à plusieurs endroits de son aire de répartition, mais recommandaient, vu son statut, d'en faire l'objet d'une législation de protection dans tous les pays.

L'Union européenne avait suspendu le commerce de *K. homeana* sauvages vivantes depuis tous les pays entre 1999 et 2004.

C. Étude pays par pays

BENIN

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : D'après divers auteurs, le Bénin ne faisait pas partie de l'aire de répartition de l'espèce (Pritchard, 1979b ; Broadley, 1989 ; Iverson, 1992 ; Ullenbruch *et al.*, 2010 ; Luiselli *et al.*, 2012), mais Luiselli *et al.* (2006) et Uetz (2013) avaient néanmoins signalé sa présence dans le pays, et la carte de répartition de Vetter (2011) indiquait qu'elle était rencontrée dans le sud du Bénin. Luiselli *et al.* (2008) avaient acté sa présence à Cotonou et Porto Novo (littoral sud), Maran (2009) avait rapporté des observations dans le département de Zou, dans le centre-sud du Bénin, en 2002, et Diagne (2010) avait constaté sa présence dans les forêts marécageuses de Lokoli, dans le sud du pays. L'OG CITES béninois (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) avait confirmé sa présence dans le département de Plateau (sud-est du Bénin).

Luiselli *et al.* (2006) estimaient qu'en 1992, l'aire de répartition potentielle de cette espèce couvrait 2 600 km² au Bénin, mais ils faisaient remarquer que son aire de répartition réelle était probablement plus réduite.

Tendances et état de la population : Lors d'enquêtes réalisées en octobre-novembre 2003, Luiselli *et al.* (2006) avaient observé un spécimen au cours des 29 heures d'étude de terrain à Cotonou, mais aucun au cours des 31 heures d'étude à Porto Novo. Luiselli *et al.* (2008) avaient aussi réalisé six autres relevés par transect linéaire (5 000 m de long et 20 m de large) à travers les forêts humides littorales, à différentes saisons, sur 2003-2005 ; au total, ils avaient capturé seize *K. homeana*, et en concluaient que la densité de population de cette espèce était faible. D'après les interviews réalisées à travers tout le Bénin par Sinsin *et al.* (2008), 76 p. cent des habitants locaux considéraient que les populations de tortues (*K. belliana* et *K. homeana*) déclinaient, et l'OG CITES du Bénin (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a confirmé la tendance au déclin de la population.

Menaces : *K. homeana* était communément chassée au Bénin pour la consommation locale (Luiselli *et al.*, 2006 ; Sinsin *et al.*, 2008), et Maran (2009) avait averti que l'espèce pourrait disparaître du pays à moins que sa protection ne soit améliorée. Cette espèce était disponible sur les marchés locaux (OG CITES du Bénin, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Commerce : Le Bénin avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2012 sauf en 2003 et en 2006, et publié tous les ans à partir de 1997 des quotas d'exportation pour les spécimens de *K. homeana* de source "R", et à partir de 2010 pour les spécimens sauvages et élevés en

captivité (Tableau 1). Le commerce de spécimens de source "R" était resté en-deçà du quota tous les ans d'après les données fournies aussi bien par les pays importateurs que par l'exportateur. Les quotas concernant les spécimens sauvages et élevés en captivité semblaient avoir été dépassé en 2010 d'après les données fournies par les pays importateurs ; le Bénin n'avait notifié aucun commerce de spécimens sauvages, hormis cent animaux en 2008, et le seul commerce de spécimens élevés en captivité notifié par ce pays était une exportation de trente animaux, signalée en 2011, et celle de vingt autres en 2012. Une analyse des permis avait révélé que les permis d'exportation de spécimens sauvages et élevés en captivité communiqués par le pays importateur en 2010 – le Ghana – n'avaient pas été notifiés par le Bénin pour l'espèce *K. homeana*.

Tableau 1. Quotas d'exportation CITES concernant les *Kinixys homeana* sauvages et élevés en ranch ou en captivité depuis le Bénin, et exportations directes globales, telles que signalées par les pays importateurs et par l'exportateur, 2002-2013. Aucun quota portant sur des spécimens sauvages ou élevés en captivité n'avait été publié avant 2010. L'ensemble du commerce avait porté sur des spécimens vivants. (Le Bénin n'avait pas transmis de rapport annuel pour 2003 ni 2006 ; les données sur le commerce pour 2013 n'étaient pas encore disponibles ; pour chaque année, les chiffres du commerce non soumis au quota sont en grisé).

Source	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Quota (source "R")		4600	3600	3600	2000	3000	1000	1000	1000	800	800	800	800
Quota (sauvages)										50	50	50	50
Quota (élevés en captivité)										30	30	30	30
source "R"	Importateur	2042	1970	250	110	158	60	425	775	114	10		
	Exportateur	2556		425	210		362	380	915	270	730	580	
sauvages	Importateur	279						400	1000				
	Exportateur							100					
élevés en captivité	Importateur								25	200			
	Exportateur										30	20	

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Les exportations directes de *K. homeana* depuis le Bénin sur 2002-2012 étaient constituées de spécimens vivants échangés à des fins commerciales, pour la plupart élevés en ranch (Tableau 2). Le commerce d'animaux de source "R" avait globalement décliné au cours de la période. Ce pays n'avait signalé l'exportation de spécimens sauvages qu'en 2008, mais les pays importateurs avaient notifié des importations de spécimens sauvages en 2002, 2008 et 2010. L'importation de 225 spécimens élevés en captivité sur 2009-2010 avait été signalée, alors que le Bénin n'avait communiqué l'exportation que de 50 spécimens élevés en captivité sur 2011-2012. Le Royaume Uni avait également signalé l'importation de 56 animaux saisis/confisqués en 2002. Le principal pays importateur de spécimens de source "R", le Ghana, était aussi le principal pays importateur de spécimens sauvages, et le seul pays importateur depuis le Bénin de *K. homeana* élevés en captivité.

Les exportations indirectes de *K. homeana* provenant du Bénin sur 2002-2012 étaient constituées de spécimens vivants échangés à des fins commerciales, pour la plupart de source "R", mais avec une forte proportion de sauvages.

Tableau 2. Exportations directes de *Kinixys homeana* depuis le Bénin, 2002-2012. L'ensemble des transactions avait porté sur des spécimens vivants et visait des fins commerciales. (Le Bénin n'avait pas transmis de rapport annuel pour 2003 ni 2006).

Source	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	Total
W	Importateur	279						400		1000			1679
	Exportateur							100					100
R	Importateur	2042	1970	250	110	158	60	425	775	114	10		5914
	Exportateur	2556		425	210		362	380	915	270	730	580	6428
C	Importateur								25	200			225
	Exportateur										30	20	50
I	Importateur	56											56
	Exportateur												

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

En 2003, Luiselli *et al.* (2006) avaient dénombré 97 *K. homeana* au cours de trois visites de marchés dans les principaux marchés de Cotonou, et 109 spécimens au cours de trois autres visites dans ceux de Porto Novo. Maran (2009) avait aussi observé en 2002 des *K. homeana* vivants à vendre sur les marchés de Porto Novo, où cette espèce était vendue comme gibier ou à des fins de médecine traditionnelle. Le prix de *K. homeana*, 4 000 CFA (env. 8 USD de l'époque) par animal, était supérieur à celui de *K. belliana*, 3 000 CFA (env. 6 USD) (Maran, 2009). D'après les vendeurs, les spécimens en vente provenaient des réserves forestières de Dogo et Kétou (Bénin central) (Maran, 2009).

L'Union européenne avait suspendu le commerce depuis le Bénin de spécimens sauvages de *K. homeana* en 2005, et celui des spécimens de source "R" en 2006 ; cette suspension, conformément au Règlement de la Commission (CE) n° 578/2013, du 17 juin 2013, reste en vigueur.

Gestion : Comme d'autres tortues, *K. homeana* est classée parmi les espèces de petit gibier dans l'Annexe III de la loi n° 87-014 (1987) (Bénin, 1987). Sa chasse serait permise sauf lorsqu'elle est rencontrée en zones protégées (Bénin, 1987).

Harwood (2003) avait signalé qu'en 2002 il existait cinq fermes autorisées à exporter des reptiles vivants, toutes situées dans le sud du Bénin. Un système de quotas avait été mis en œuvre, et les quotas d'exportation pour les spécimens élevés en captivité ou en ranch étaient calculés d'après l'information fournie par les fermes concernant leurs niveaux de stock (Harwood, 2003). Toujours d'après Harwood (2003), quelques nouveau-nés étaient conservés pour renforcer la population reproductrice adulte, et des spécimens supplémentaire étaient collectés tous les ans dans la nature afin d'éviter la consanguinité. Un système de quotas était à l'œuvre pour limiter le nombre de spécimens capturés dans la nature, mais les éleveurs pouvaient demander à ce que ces quotas soient augmentés (Harwood, 2003). Les relâchages dans la nature de spécimens élevés en ranch étaient réalisés sous la supervision des autorités de ressort, mais ils ne faisaient l'objet d'aucun procès-verbal (Harwood, 2003).

D'après Ineich (2006), qui avait réalisé des visites d'installations d'élevage au Bénin en 2004, *K. homeana* était produite dans au moins deux des cinq installations d'élevage de reptiles opérationnelles à l'époque. Cet auteur faisait aussi remarquer qu'à cause des coûts élevés de maintenance du stock de reproducteurs – par comparaison avec la collecte dans la nature – les spécimens commercialisés depuis le Bénin comme "élevés en ranch" étaient fort probablement un mélange de spécimens de sources "W", "R" et "C" (Ineich, 2006). Cet auteur avait aussi manifesté son inquiétude concernant les conditions inappropriées des installations d'élevage en ranch (Ineich, 2006).

D'après Sinsin *et al.* (2008), cette espèce était rencontrée dans le Parc national de Pendjari.

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Les cartes de répartition de Broadley (1989), Iverson (1992) et Vetter (2011) indiquaient la présence de l'espèce dans le sud de la Côte d'Ivoire, et Luiselli *et al.* (2006), Luiselli *et al.* (2012) et Uetz (2013) l'avaient également confirmée. Maran (2009) l'avait rencontrée dans plusieurs stations du sud de la Côte d'Ivoire, en 1997 et en 2000. Lors d'inventaires de reptiles réalisés en mars 2002 dans les forêts de basse altitude de la Haute Dodo et du Cavally, en Côte d'Ivoire occidentale, Alonso *et al.* (2005) n'avaient effectué aucune observation.

Luiselli *et al.* (2006) estimaient qu'en 1992, l'aire de répartition potentielle de cette espèce couvrait 37 123 km², mais faisaient remarquer que son aire de répartition réelle était probablement plus réduite.

Tendances et état de la population : Luiselli *et al.* (2006) avaient fait remarquer qu'aucune étude des populations de *K. homeana* n'avait été réalisée récemment dans le pays. Aucune autre d'information concernant les tendances et l'état de la population de cette espèce en Côte d'Ivoire n'était disponible.

Menaces : Maran (2009) considérait *K. homeana* plus tolérante à la déforestation et à la chasse que *K. erosa*. Aucune autre d'information concernant les menaces n'était disponible.

Commerce : La Côte d'Ivoire n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels CITES pour 2006, 2010 ni 2012, et n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *K. homeana*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, aucune exportation directe de cette espèce n'avait été signalée par la Côte d'Ivoire sur 2002-2012. Les exportations directes notifiées par les pays importateurs comprenaient 250 spécimens vivants sauvages et 200 autres élevés en captivité, tous importés à des fins commerciales par les Émirats Arabes Unis en 2003. Aucune exportation indirecte de *K. homeana* provenant de Côte d'Ivoire n'avait été signalée sur 2002-2012.

L'Union européenne avait suspendu le commerce de *K. homeana* sauvages vivants depuis la Côte d'Ivoire du 18/02/2005 au 10/05/2006.

Gestion : Comme toutes les tortues, *K. homeana* est inscrite sur la liste des espèces de gibier de l'Annexe III de la loi n° 94-442 (1994), laquelle est un amendement à la loi n° 65-255, de Protection de la vie sauvage et de la chasse (Côte d'Ivoire, 1994). La Loi spécifie que sa chasse et sa capture sont autorisées à des fins coutumières, mais que toute chasse dans un autre but requiert un permis (Côte d'Ivoire, 1994).

K. homeana était rencontrée dans quelques zones protégées du pays (Bonin *et al.*, 2006).

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Uetz (2013) a signalé sa présence possible dans le nord de la RD du Congo, et la carte d'aire de répartition de Vetter (2011) suggérait une présence continue au nord du fleuve Congo. Cependant, d'après la carte de répartition d'Iverson (1992), la population de cette espèce afficherait une aire de répartition réduite dans la partie nord-est du pays, isolée de la population principale. Dans une étude d'évaluation rapide réalisée dans la région de Lokutu (nord de la RD du Congo, près du fleuve Congo) en 2004, cette espèce n'avait pas été observée ; cependant, il était fait remarquer que l'accès aux îlots boisés potentiellement vierges était limité, et que les forêts étudiées avaient subi un fort impact humain (Penner et Rödel, 2007). Fritz et Havaš (2007) considéraient que l'est de la RD du Congo constituait la limite orientale de l'aire de répartition de cette espèce. Luiselli *et al.* (2006) avaient suggéré que les sous-populations

isolées des forêts orientales de RD du Congo pourraient représenter une nouvelle sous-espèce, et devraient être étudiées.

Luiselli *et al.* (2006) estimaient qu'en 1992, l'aire de répartition potentielle de cette espèce couvrait 150 000 km², mais faisaient remarquer que son aire de répartition réelle était probablement plus réduite.

Tendances et état de la population : Aucune information n'était disponible.

Menaces : Aucune information n'était disponible concernant les menaces spécifiques à cette espèce en RD du Congo. Cependant, Debroux *et al.* (2007) considéraient que la chasse excessive constituait, en général, une menace pour la vie sauvage du pays, et faisaient remarquer que de nombreuses zones protégées du pays n'étaient que des "parcs sur le papier" où sévissait le braconnage. Il a aussi été signalé que les efforts de protection dans le pays étaient principalement axés sur les espèces de grande taille, plus charismatiques (Debroux *et al.*, 2007).

Commerce : La RD du Congo n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels CITES pour 2010-2012, et n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *K. homeana*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, aucun commerce direct ou indirect de *K. homeana* depuis la RD du Congo n'avait été signalé sur 2002-2012.

L'Union européenne avait suspendu le commerce de *K. homeana* sauvages vivants depuis la RD du Congo du 18/02/2005 au 10/05/2006.

Gestion : *K. homeana* n'est pas inscrite sur les listes d'espèces totalement ou partiellement protégées du pays au titre du Décret n° 003/CAB/MIN/ECN/EF/2006 (République démocratique du Congo, 2006).

GUINEE EQUATORIALE

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Chirio et LeBreton (2007), Luiselli *et al.* (2012) et Uetz (2013) avaient confirmé sa présence en Guinée équatoriale, et la carte de répartition de Vetter (2011) indiquait une présence limitée le long de la côte nord-ouest. D'après Pritchard (1979a) elle était présente à Río Muni (Guinée équatoriale continentale), et selon Luiselli *et al.* (2006) la carte de répartition d'Iverson (1992) confirmait également sa présence dans l'île de Bioko et à Río Muni. Gonwouo et Nsang (2005) l'avaient rencontrée au cours d'une évaluation rapide de la diversité biologique dans le Parc national de Monte Alén (côte centrale) en 2005, mais un seul spécimen avait pu être observé.

Luiselli *et al.* (2006) estimaient qu'en 1992, l'aire de répartition potentielle de cette espèce couvrait 28 051 km², mais faisaient remarquer que son aire de répartition réelle était probablement plus réduite.

Tendances et état de la population : L'OG CITES de Guinée équatoriale (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) décrivait *K. homeana* comme relativement abondante. Cependant, Gonwouo et Nsang (2005) considéraient qu'elle "devenait de plus en plus rare" dans le PN de Monte Alén, zone où *K. erosa*, elle, était encore abondante.

Menaces : Dans le PN de Monte Alén, Gonwouo et Nsang (2005) avaient découvert que *K. homeana* était "collectée où qu'elle se trouve, et mangée localement", ce qui avait des répercussions négatives sur les populations de l'espèce.

Fa et Yuste (2001) avaient étudié les modes de prélèvement de quarante-deux chasseurs sur seize mois dans les forêts humides de la région du mont Mitra, à Río Muni (partie du PN de Monte Alén) en 1998-1999, et constaté que *K. erosa* était chassée, mais pas *K. homeana*.

Commerce : La Guinée équatoriale avait transmis ses rapports annuels de 2002 à 2004, et communiqué "aucun commerce" sur 2005-2012. Ce pays n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *K. homeana*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, la seule exportation directe de *K. homeana* depuis la Guinée équatoriale de 2002 à 2011, notifiée par ce seul pays, était constituée de 25 spécimens sauvages vivants exportés en 2003 vers l'Espagne, à des fins commerciales. Aucune exportation indirecte de *K. homeana* provenant de Guinée équatoriale n'avait été signalée au cours de cette période. L'OG CITES de Guinée équatoriale (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) a confirmé qu'il n'y avait pratiquement pas d'échanges commerciaux de cette espèce.

L'Union européenne avait suspendu le commerce de *K. homeana* sauvages vivants depuis la Guinée équatoriale du 18/02/2005 au 10/05/2006.

Gestion : La loi n° 7/2003 établit différentes catégories d'espèces menacées dans le pays, dont i) les espèces en danger d'extinction ; ii) les espèces particulièrement menacée par la perte d'habitat ; iii) les espèces susceptibles de se retrouver dans l'une des catégories précédentes ; et iv) les espèces présentant un intérêt particulier de par leur grande valeur scientifique, écologique ou culturelle, ou de leur rareté (Guinée équatoriale, 2003). Toutefois, la catégorisation de *K. homeana* n'avait pas été élucidée.

Gonwouo et Nsang (2005) avaient manifesté leur inquiétude concernant l'usage non-durable de cette espèce dans le PN de Monte Alén, en recommandant de consacrer une "attention particulière" aux mesures de protection.

GABON

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Chirio et LeBreton (2007) et Bonin *et al.* (2006) considéraient que l'aire de répartition incluait le Gabon, et la carte de répartition de Vetter (2011) indiquait la présence possible de cette espèce à l'intérieur du pays. Luiselli *et al.* (2006) la considéraient probablement présente dans le pays, mais cette opinion ne reposait que sur les exportations déclarées. L'OG CITES du Gabon (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé que d'après des observations de terrain, cette espèce est répartie à travers tout le pays ; ces observations avaient été effectuées en périphérie du PN de Birougou, dans le centre du Gabon, et dans celui des Monts de Cristal, au nord-ouest du pays (OG CITES du Gabon *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Cependant, de nombreux auteurs (Iverson, 1992 ; Pauwels et Maran, 2007 ; Branch, 2008 ; Luiselli *et al.*, 2012 ; Uetz, 2013) ne considéraient pas le Gabon comme un pays de l'aire de répartition de *K. homeana*. Au vu de la documentation et d'après le travail de terrain réalisé de 2001 à 2005, Pauwels *et al.* (2006) n'étaient en mesure de confirmer la présence de cette espèce dans aucun des PN gabonais, et ils faisaient remarquer que le statut des populations de *K. homeana* était "toujours à évaluer" et devrait être constaté "à travers de nouveaux travaux de terrain". Plus récemment, O. S. G. Pauwels (2013, comm. pers. à l'UNEP-WCMC) a affirmé que cette espèce avait été "citée par erreur" comme présente dans le pays ; il soulignait aussi "l'absence totale de preuve" qu'elle ait été rencontrée au Gabon, et que si jamais elle l'était, sa présence serait restreinte à une "zone géographique très réduite". Cet auteur faisait ensuite remarquer qu'il réalisait régulièrement des contrôles des marchés au bord des routes, à la recherche de tortues à vendre, et confirmait qu'il n'avait jamais rencontré *K. homeana* dans le commerce local mais que *K. erosa*, par contre, était fréquemment vendue (O.S.G. Pauwels, 2013, comm. pers. à l'UNEP-WCMC).

Tendances et état de la population : L'OG CITES du Gabon (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé que le statut de cette espèce était inconnu faute d'études de population ; cependant des observations sporadiques sur le terrain semblaient suggérer qu'elle n'est pas menacée.

Aucune autre d'information concernant l'état de la population de l'espèce dans ce pays n'était disponible.

Menaces : L'OG CITES du Gabon (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) considérait la perte d'habitat comme la principale menace de cette espèce, tout en faisant remarquer qu'elle était parfois chassée à des fins de subsistance ou pour les marchés locaux en milieu rural. O. S. G. Pauwels (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) a déclaré que toutes les espèces de tortues étaient chassées comme gibier et à des fins médicinales partout dans le pays, et que les tortues étaient collectées de façon opportuniste pour les marchés locaux, mais pas pour le commerce international.

Commerce : Le Gabon avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2012, sauf en 2006 et en 2011. Ce pays avait publié un quota d'exportation pour les *K. homeana* sauvages vivants en 2001 (dix animaux), 2002 (dix), 2007 (cinq) et 2008 (cinq) ; un quota pour les carapaces de source sauvage en 2002 (dix carapaces), 2007 (cinq) et 2008 (cinq) ; et un quota pour cinq spécimens sauvages formolisés, uniquement en 2007. D'après la base de données sur le commerce CITES, les seules exportations directes de *K. homeana* signalées depuis le Gabon de 2002 à 2012 avaient eu lieu en 2002 ; ce pays avait notifié l'exportation de trois carapaces de source sauvage vers la France à titre d'effets personnels, tandis que la France avait signalé l'importation de deux corps et d'une carapace pré-Convention, également à titre d'effets personnels, la même année. Aucun des quotas ne semblait donc avoir été dépassé, aussi bien d'après le pays exportateur que selon les importateurs. Aucune exportation indirecte de *K. homeana* provenant du Gabon n'avait été communiquée sur 2002-2012.

L'OG CITES du Gabon (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé l'absence d'enregistrements concernant l'importation et l'exportation de cette espèce, et qu'une demande d'exportation avait été refusée en 2012.

L'Union européenne avait suspendu le commerce de *K. homeana* sauvages vivants depuis le Gabon du 18/02/2005 au 10/05/2006.

Gestion : *K. homeana* n'est pas inscrite sur les listes d'espèces totalement ou partiellement protégées au titre du Décret n° 189, de 1987 (Gabon, 1987), et l'OG CITES du Gabon (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a confirmé que cette espèce n'était pas spécifiquement protégée par la législation gabonaise. L'exploitation des espèces indigènes au Gabon est néanmoins sujette à autorisation des autorités de ressort (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Bonin *et al.* (2006) avaient fait remarquer que cette espèce était rencontrée dans certains PN gabonais, et d'après l'OG CITES du Gabon (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), on la trouvait dans les PN de Birougou et de Monts de Cristal.

Togo

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : D'après Pritchard (1967 ; 1979a) et Luiselli *et al.* (2012), l'aire de répartition de l'espèce n'incluait pas le Togo, mais la carte de répartition de Vetter (2011) indiquait sa présence dans la partie littorale et méridionale du pays, et celle d'Iverson (1992) semblait l'indiquer le long de la frontière avec le Ghana. Maran (2009) avait observé cette espèce à Kpélé Élé (sud-ouest du Togo) en 2002, et Gonwoué et Nsang (2005) avaient enregistré un spécimen dans la région de Monte Mitra, dans le PN de Monte Alén (côte centrale), en 2005. Harris (2002) avait signalé que les habitats adéquats étaient limités aux forêts-galeries et aux zones de montagne des environs de Badou et Kpalimé, mais qu'il n'avait pas constaté sa présence au cours des études de terrain réalisées en 1999-2000.

Luiselli *et al.* (2006) estimaient qu'en 1992, l'aire de répartition potentielle de cette espèce couvrait 5 600 km², mais faisaient remarquer que son aire de répartition réelle était probablement plus réduite.

Tendances et état de la population : En se fondant sur des interviews auprès d'habitants locaux réalisées en 1999 et 2000, Harris (2002) avait signalé que ceux qui reconnaissaient *K. homeana* étaient moins nombreux que ceux qui identifiaient *K. belliana*, et que ceux capables de reconnaître *K. erosa* étaient encore plus rares, ce qui "reflète probablement leur abondance relative". Les interviewés n'avaient signalé que quelques observations de *K. homeana*, ce qui indiquait sa rareté, et ils pensaient généralement que la fréquence d'observation de cette espèce, ainsi que celle d'autres reptiles, avait diminué au cours des cinq dernières années (Harris, 2002).

Menaces : La perte d'habitat par suite de la déforestation serait sa principale menace au Togo (Harris, 2002), et les habitats forestiers adéquats étaient considérés de plus en plus rares (Harwood, 2003).

Cette espèce était aussi chassée comme gibier et pour la médecine traditionnelle, commercialisée localement, et "systématiquement collectée quand elle (était) rencontrée" (Harris, 2002). La capture pour le commerce international était considérée comme une menace supplémentaire (Harris, 2002). D'après l'ÉCI CITES de 1993, le commerce depuis le Togo aurait eu des effets potentiellement adverses sur les populations (WCMC *et al.*, 1993).

Commerce : Le Togo n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels CITES pour 2006 ni 2012. Ce pays avait publié des quotas d'exportation tous les ans pour 500 *K. homeana* sauvages et 2 000 élevées en ranch à partir de 1997 (Tableau 3). Le quota portant sur les spécimens sauvages semblait avoir été dépassé pendant la période 2002-2005 d'après les données fournies par les pays importateurs ; le commerce de spécimens de source "R" était resté en-deçà du quota tous les ans selon les données communiquées aussi bien par les pays importateurs que par l'exportateur.

Tableau 3. Quotas d'exportation CITES concernant les *Kinixys homeana* sauvages et élevées en ranch depuis le Togo, et exportations directes globales, telles que signalées par les pays importateurs et par l'exportateur, 2002-2013. (Le Togo n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels pour 2006 ni 2012 ; les données sur le commerce pour 2012-2013 n'étaient pas encore disponibles). (L'ensemble du commerce avait porté sur des spécimens vivants, sauf 50 carapaces de source sauvage notifiées par le pays exportateur en 2002.)

Communiqué par		2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Quota (sauvages)		500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500	500
Quota (source "R")		2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000
sauvages	Importateur	1876	878	706	717	308	111	52	160	266	40		
	Exportateur	75	83							250			
source "R"	Importateur	1532	1344	902	1245	1040	1524	1014	665	549	632		
	Exportateur	1447	1888	1971	1789		1577	1127	1225	1115	705		

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Les exportations directes de *K. homeana* depuis le Togo sur 2002-2012 étaient constituées de spécimens vivants et de carapaces, tous échangés à des fins commerciales et pour la plupart de source "R", mais avec une proportion significative de sauvages (Tableau 4). Les pays importateurs avaient signalé un nombre bien plus considérable de spécimens sauvages que le Togo, pays qui n'avait notifié l'exportation de spécimens sauvages que pendant la période 2002-2003 et en 2010. Les importations d'animaux, aussi bien élevés en ranch que sauvages, avaient globalement décliné sur 2002-2011. Le principal pays importateur de spécimens, aussi

bien élevés en ranch que sauvages, était les États-Unis ; l'Italie, la France et le Ghana avaient aussi importé des quantités importantes de spécimens de source "R".

Les exportations indirectes de *K. homeana* provenant du Togo sur 2002-2012 étaient constituées de spécimens vivants, pour la plupart de source "R" ou sauvages, échangés à des fins commerciales.

Tableau 4. Exportations directes de *Kinixys homeana* depuis le Togo, 2002-2011. Tous les échanges visaient des fins commerciales. (Le Togo n'avait pas transmis son rapport annuel de 2006.)

Terme	Source	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total
vivants	W	Importateur	1876	878	706	717	308	111	52	160	266	40	5114
		Exportateur	25	83								250	358
	R	Importateur	1532	1344	902	1245	1040	1524	1014	665	549	632	10447
		Exportateur	1447	1888	1971	1789		1577	1127	1225	1115	705	12844
carapace	W	Importateur											
		Exportateur	50										50

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

L'essentiel de la chasse avait lieu pendant la saison sèche, quand cette espèce est plus facilement repérable ; malheureusement, cela coïncide aussi avec l'époque où les femelles sont gravides, ce qui peut potentiellement avoir de graves répercussions sur les populations locales (Harris, 2002). Des enquêtes sur les marchés locaux avaient révélé la présence d'un ou deux spécimens à vendre sur treize des vingt-six d'un marché (Harris, 2002). En 1999, les exportateurs de reptiles achetaient des *K. homeana* à des chasseurs locaux pour 1,5-2,5 FF (0,3-0,5 USD), et les revendaient à des négociants étrangers pour 4-6 USD ; la valeur moyenne des spécimens vendus en ligne était de 28 USD (Harris, 2002).

Harris (2002) avait fait remarquer que des exportations illicites de *Kinixys* spp. étaient souvent saisies au Togo.

L'Union européenne avait suspendu le commerce de *K. homeana* sauvages et de source "R" depuis le Togo en 2005 ; à partir de 2006, la suspension concernant les *K. homeana* élevés en ranch ne s'appliquait qu'aux spécimens d'une longueur tête-tronc supérieure à 8 cm, et à partir de 2012 aux spécimens d'une longueur rectiligne de la dossière supérieure à 8 cm. Ces deux suspensions, conformément au Règlement de la Commission (CE) n° 578/2013 du 17 juin 2013, restent en vigueur.

Gestion : *K. homeana* ne semblait pas bénéficier d'une protection au titre de la législation togolaise (Togo, 1990 ; 2009).

En se fondant sur des visites réalisées en 1999 et 2000, Harris (2002) avait signalé qu'environ 2 537 femelles de *Kinixys* spp. étaient gardées dans l'une des installations d'élevage, et qu'environ 90 p. cent des tortues juvéniles produites étaient relâchées, sans que l'on sache si elles l'étaient dans des habitats adéquats. Harwood (2003), qui avait visité le pays en 2002, signalait que quatre élevages sur les six agréés exportaient des reptiles vivants depuis le Togo. Ces établissements, situés non loin de la capitale, Lomé, opéraient principalement sous forme d'élevage en ranch (Harwood, 2003). Ineich (2006), qui avait réalisé des visites aux élevages togolais en 2004, faisait remarquer que lors de sa deuxième visite, en 2006, bon nombre des recommandations visant l'amélioration des conditions d'élevage avaient été mises en œuvre.

Luiselli *et al.* (2006) avaient manifesté leur inquiétude concernant les hauts niveaux d'exportation de *K. homeana* depuis le Togo, et recommandé une stricte réglementation du commerce de spécimens sauvages. Il était fait remarquer que "bien souvent, il s'avérait difficile de savoir comment ces spécimens avaient été obtenus, les élevages de tortues étant très sous-développés" (Luiselli *et al.*, 2006). Cette espèce était capturée par des chasseurs

locaux et vendue à des établissements d'élevage de reptiles, mais elle était considérée difficile à trouver, et donc parfois achetée dans des fermes et des villages où elle était gardée en captivité, à des fins médicinales ou religieuses (Harris, 2002).

Au sein du système de quotas concernant les espèces élevées en ranch depuis le Togo, le quota total est calculé d'après l'information fournie par les fermes concernant leurs propres niveaux de stock (Harwood, 2003). Ces chiffres représentaient les estimations des productions collectées depuis chaque élevage au début de chaque année, mais ils sont révisables sur demande des élevages, individuellement (Harwood, 2003). La capture dans la nature à des fins d'élevage était parfois autorisée, mais toujours encadrée par un permis, et des relâchages dans la nature de spécimens élevés en ranch étaient effectués sous la supervision des autorités de ressort (cependant, les chiffres exacts des relâchages n'étaient pas enregistrés) (Harwood, 2003).

D. Problèmes identifiés mais sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a)

Des saisies d'exportations illicites de *Kinixys* spp. avaient été signalées au Togo.

Les rapports annuels CITES n'avaient toujours pas été reçus depuis le Bénin pour 2003 ni 2006, le Togo pour 2006, la Côte d'Ivoire pour 2006 ni 2010, la RD du Congo pour 2010 ni 2011, ni le Gabon pour 2006 ni 2011.

E. Bibliographie

- Alonso, L. E., Lauginie, F. and Rondeau, G. 2005. *Une évaluation biologique de deux forêts classées du sud-ouest de la Côte d'Ivoire*. RAP Bulletin of Biological Assessment 34. Washington D.C., USA: Conservation International.
- Altherr, S. and Freyer, D. 2001. *Morbidity and mortality in private husbandry of reptiles*. West Sussex, UK: RSPCA and Pro Wildlife.
- Benin. 1987. *LOI no 87-014 du 21 Septembre 1987 portant réglementation de la protection de la nature et de l'exercice de la chasse en République Populaire du Bénin*.
- Bonin, F., Devaux, B. and Dupré, A. 2006. *Turtles of the world*. London, UK: A&C Black.
- Branch, B. 2008. *Tortoises, terrapins and turtles of Africa*. Cape Town, South Africa: Struik Publishers Ltd.
- Broadley, D. G. 1989. *Kinixys homeana*, Home's Hinged Tortoise. In: Swingland, I. R. and Klemens, M. W. (eds.), *The conservation biology of tortoises*, Gland, Switzerland: IUCN, p.58-59.
- Buhlmann, K. A., Akre, T. S. B., Iverson, J. B., Karapatakis, D., Mittermeier, R. A., Georges, A., Rhodin, A. G. J., van Dijk, P. P. and Gibbons, J. W. 2009. A global analysis of tortoise and freshwater turtle distributions with identification of priority conservation areas. *Chelonian Conservation and Biology*, 8 (2), p.116-149.
- Chirio, L. and LeBreton, M. 2007. *Atlas des reptiles du Cameroun*. Paris, France: Publications Scientifiques du Muséum national d'Histoire naturelle, IRD Éditions.
- Corton, M. 2013. *Kinixys* (Hinged tortoise) care. *World Chelonian Trust*. [Online]. Available at: <http://www.chelonia.org/Articles/Kinixysscare.htm> [Accessed: 18 February 2013].
- Côte d'Ivoire. 1994. *Loi no 94-442 portant modification de la loi no 62-255 du 4 août 1965 relative à la protection de la Faune et à l'exercice de la Chasse*. Journal Officiel de la République de Côte d'Ivoire.
- Debroux, L., Hart, T., Kaimowitz, D., Karsenty, A. and Topa, G. 2007. *Forests in post-conflict Democratic Republic of Congo: analysis of a priority agenda*. CIFOR, The World Bank and CIRAD.
- Democratic Republic of the Congo. 2006. *Arrêté interministériel n° 003/CAB/MIN/ECN-EF/2006 et n° 099/CAB/MIN/FINANCES/2006 du 13 juin 2006*.
- Diagne, T. 2010. Tortoise and terrapin survey in Benin, West Africa. *Turtle Survival Alliance Magazine*, August, p.36-39.
- Equatorial Guinea. 2003. *Ley número 7/2003 reguladora del medio ambiente en la República de Guinea Ecuatorial*.

- Ernst, C. H., Altenburg, R. G. M. and Barbour, R. W. 2013. *Kinixys homeana*. *Turtles of the World*. [Online]. Available at: <http://wbd.etibioinformatics.nl/bis/turtles.php> [Accessed: 18 February 2013].
- Fa, J. E. and Yuste, J. E. G. 2001. Commercial bushmeat hunting in the Monte Mitra forests, Equatorial Guinea: extent and impact. *Animal Biodiversity and Conservation*, 24 (1), p.31–52.
- Farkas, B. and Sátorhelyi, T. 2006. Captive propagation of *Kinixys homeana* Bell, 1827. In: Artner, H., Farkas, B. and Loehr, V. (eds.), *Proceedings of the International Turtle and Tortoise Symposium, Vienna 2002*, Frankfurt am Main, Germany: Edition Chimaira, p.419–423.
- Fritz, U. and Havaš, P. 2007. Checklist of chelonians of the world. *Vertebrate Zoology*, 57 (2), p.148–368.
- Gabon. 1987. *Décret No 189/PR/MEFCR, 4 Mars 1987, relatif à la protection de la faune*.
- Gonwouo, N. L. and Nsang, A. 2005. An assessment of the reptiles and amphibians of the Monte Mitra forest, Monte Alen National Park. In: Sunderland, T. C. H. (ed.), *A biodiversity assessment of the Monte Mitra forest, Monte Alen National Park, Equatorial Guinea*, Washington D.C., USA: Smithsonian Institution, p.32–49.
- Harris, M. 2002. *Assessment of the status of seven reptile species in Togo*. Brussels, Belgium: Commission of the European Union.
- Harwood, J. 2003. *West African reptiles: species status and management guidelines for reptiles in international trade from Benin and Togo*. Cambridge, UK: UNEP-WCMC.
- Ineich, I. 2006. *Les élevages de reptiles et de scorpions au Bénin, Togo et Ghana, plus particulièrement la gestion des quotas d'exportation et la définition des codes "source" des spécimens exportés*. Paris, France: Rapport d'étude réalisée pour le Secrétariat de la CITES.
- Iverson, J. B. 1992. *A revised checklist with distribution maps of the turtles of the world*. Richmond, USA: Earlham College.
- Jackson, K. and Blackburn, D. C. 2010. A survey of amphibians and reptiles at degraded sites near Pointe-Noire, Kouilou Province, Republic of Congo. *Herpetological Conservation and Biology*, 5 (3), p.414–429.
- Kirkpatrick, D. 1998. African hingeback tortoises of the genus *Kinixys*. *Reptile and amphibian magazine*, 54, p.32–37.
- Luiselli, L. 2003. Comparative abundance and population structure of sympatric Afrotropical tortoises in six rainforest areas: the differential effects of "traditional veneration" and of "subsistence hunting" by local people. *Acta Oecologica*, 24 (3), p.157–163.
- Luiselli, L., Angelici, F. M., Rugoer, L., Akani, G. C., Eniang, E. A., Pacini, N. and Politano, E. 2008. Negative density dependence of sympatric hinge-back tortoises (*Kinixys erosa* and *K. homeana*) in West Africa. *Acta Herpetologica*, 3 (1), p.19–33.
- Luiselli, L., Civetta, F., Masciola, S., Milana, G. and Amori, G. 2012. Spatial turnover and knowledge gaps for African chelonians mirror those of African small mammals: conservation implications. *Tropical Conservation Science*, 5 (3), p.365–380.
- Luiselli, L., Politano, E. and Lea, J. 2006. *Kinixys homeana*. IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. [Online]. Available at: <http://www.iucnredlist.org/> [Accessed: 13 February 2013].
- Maran, J. 2009. Nouvelles observations sur la distribution des tortues de la République du Bénin, de la Côte d'Ivoire et du Togo (Chelonii: Pelomedusidae, Trionychidae, Testudinidae). *Chéloniens*, 15 (19), p.13–25.
- Maran, J. and Serpol, P. 2006. Note sur la maintenance en captivité de *Kinixys homeana* Bell, 1827 (Reptilia, Chelonii, Testudinidae). *Chéloniens*, 3, p.30–34.
- Organe de Gestion CITES du Bénin. 2013. CITES Management Authority of Bénin, *in litt.* to UNEP-WCMC, 18/06/2013.
- Organe de Gestion CITES de Guinée équatoriale. 2013. CITES Management Authority of Equatorial Guinea, pers. comm. to UNEP-WCMC, 28/06/2013.
- Organe de Gestion CITES du Gabon. 2013. CITES Management Authority of Gabon, *in litt.* to UNEP-WCMC, 12/3/2013.
- Pauwels, O. S. G. 2013. Olivier S.G. Pauwels (Conservation Biologist and Herpetologist) pers. comm. to UNEP-WCMC, 26/02/2013.
- Pauwels, O. S. G., Christy, P. and Honorez, A. 2006. Reptiles and National Parks in Gabon, Western Central Africa. *Hamadryad*, 30 (1-2), p.181–196.

- Pauwels, O. S. G. and Maran, J. 2007. Occurrence of tortoises and freshwater turtles (Pelomedusidae, Testudinidae, and Trionychidae) in the national parks of Gabon - 2006 status of knowledge. *Turtle and Tortoise Newsletter*, 2007 (10), p.21-26.
- Penner, J. and Rödel, M.-O. 2007. Amphibians and reptiles of Lokutu. In: Butynski, T. M. and McCullough, J. (eds.), *A Rapid Biological Assessment of Lokutu, Democratic Republic of Congo*. RAP Bulletin of Biological Assessment 46, Arlington, VA, USA: Conservation International, p.37-41.
- Pritchard, P. C. H. 1967. *Living turtles of the world*. Neptune City, N.J.: TFH Publications Inc.
- Pritchard, P. C. H. 1979a. *Encyclopedia of turtles*. Neptune, USA: TFH Publishing Inc.
- Pritchard, P. C. H. 1979b. *Turtle conservation and exploitation*. Neptune, USA: TFH Publications Inc., p.818-832.
- Schlaepfer, M. A., Hoover, C. and Dodd Jr, C. K. 2005. Challenges in evaluating the impact of the trade in amphibians and reptiles on wild populations. *BioScience*, 55 (3), p.256-264.
- Sinsin, B., Zannou, A., Djego, J., Djossa, B., Kpera, N. G. and Tchibozo, S. 2008. *Biology of the main specimens of the Convention on International Trade in Endangered Species (CITES) in Benin: the case of monitor lizards, tortoises, chameleons and scorpions*. Zagreb, Croatia: University of Abomey-Calavi and Ministry of the Environment and Nature Protection.
- Tabaka, C. 2003. Differentiating *Kinixys homeana* from *Kinixys erosa*. *World Chelonian Trust*. [Online]. Available at: http://www.chelonia.org/Articles/diffkhomeana_erosa.htm [Accessed: 18 February 2013].
- Togo. 1990. *Décret No 90-178 du 7 novembre 1990 portant modalités d'exercice de la chasse au Togo*.
- Togo. 2009. *Loi No 2008-09 Portant Code Forestier*.
- Uetz, P. 2013. *Kinixys homeana* Bell, 1827. *The Reptile Database*. [Online]. Available at: <http://reptile-database.reptarium.cz/> [Accessed: 14 February 2013].
- Ullrich, K., Grell, O. and Boehme, W. 2010. Reptiles from southern Benin, West Africa, with the description of a new *Hemidactylus* (Gekkonidae), and a country-wide checklist. *Bonn zoological Bulletin*, 57 (1), p.31-54.
- Vetter, H. 2011. *Turtles of the world Vol. 1: Africa, Europe and Western Asia*. 2nd editio. Frankfurt am Main, Germany: Edition Chimaira.
- WCMC, IUCN/SSC and TRAFFIC. 1993. *Significant trade in wildlife: a review of selected animal species in CITES Appendix II*. Cambridge, UK: Draft report to the CITES Animals Committee.
- Webb, M. R. 2012. Out of Africa: 18 months of observations on the captive care of rescued Home's hingebacks. *Tortoise Trust Newsletter*, p.8-13.

Hippocampus algiricus (Kaup, 1856) : Guinée, Sénégal

Syngnathidae

Sélection pour l'Étude du Commerce Important

Lors de sa 25^{ème} réunion, le Comité pour les Animaux (CA) avait retenu *Hippocampus algiricus* (tous les États de l'aire de répartition) pour l'ÉCI en tant qu'espèce prioritaire, conformément aux considérations exposées dans le document AC25 Doc 9.6 (AC25, Compte-rendu résumé). *H. algiricus* avait été identifiée en tant qu'espèce ayant affiché une forte augmentation du commerce en 2009 (Annexe 2, AC25 Doc 9.6). Lors de la 26^{ème} réunion du CA, aucune réponse n'avait été reçue (AC26 Doc. 12.3). L'Algérie, l'Angola, le Bénin, la Côte d'Ivoire, la Gambie, le Ghana, la Guinée, le Liberia, le Nigéria, Sao Tomé-et-Principe, le Sénégal et le Sierra Leone avaient donc été conservés pour le processus (AC26, Compte-rendu résumé). Ultérieurement à la 26^{ème} réunion du CA, l'Algérie, l'Angola, le Bénin, la Côte d'Ivoire, la Gambie, le Ghana, le Liberia, le Nigéria, Sao Tomé-et-Principe et le Sierra Leone, vu l'absence de trafic commercial au long des dix dernières années, ont été éliminés du processus avec l'accord du CA, après l'avoir consulté.

A. Résumé

Vue d'ensemble des recommandations concernant *Hippocampus algiricus*.

Aperçu général

Aperçu général		
État de la population : inconnu. L'espèce est classée Vulnérable sur la Liste rouge de l'UICN par suite d'un déclin soupçonné de la population. Des inquiétudes avaient été soulevées concernant la justesse de la limite de taille recommandée par le Comité pour les Animaux.		
État de l'aire de répartition	Catégorie provisoire	Résumé
Guinée	Espèce dont il faut se préoccuper en urgence	Niveaux de commerce importants sur 2004-2012 (corps sauvages). Statut inconnu en Guinée. Les spécimens du commerce proviennent principalement de la prise incidente, et les bases scientifiques de l'établissement d'ACNP sont indéterminées. Par conséquent, elle est classée Espèce dont il faut se préoccuper en urgence.
Sénégal	Espèce dont il faut se préoccuper en urgence	Niveaux de commerce relativement importants sur 2004-2012, portant principalement sur des corps sauvages. L'état de la population est inconnu, mais un déclin de la population et une diminution de la taille des spécimens capturés avaient été constatés. Les spécimens du commerce proviennent principalement de la prise incidente, et les bases scientifiques de l'établissement d'ACNP sont indéterminées. Par conséquent, elle est classée Espèce dont il faut se préoccuper en urgence.

B. Aperçu de l'espèce

Remarque taxonomique : Le genre *Hippocampus* a fait l'objet de nombreux remaniements taxonomiques (Lourie *et al.*, 1999). Scales (2010) avait souligné la difficulté à identifier et à classer les espèces d'*Hippocampus*, ainsi que le manque de recherche en matière de taxonomie des *Hippocampus*. Tous les *Hippocampus* non-épineux étaient auparavant commercialisés comme *H. kuda*, et la recherche indique que l'espèce *H. algiricus* est étroitement liée aussi bien à *H. kuda* qu'à *H. reidi* (Lourie *et al.*, 2004).

Biologie : *H. algiricus* est rencontrée en eaux peu profondes, à moins de 25 m de profondeur (Wirtz *et al.*, 2007), souvent associée aux habitats d'herbiers marins à substrat meuble (West,

2012). *H. algiricus* est d'assez grande taille, sa taille maximale enregistrée à l'âge adulte étant de 19 cm ; sa biologie et son cycle biologique sont assez mal connus (Lourie *et al.*, 2004).

Le *sex ratio* des populations d'*Hippocampus* spp. est égal à l'unité (Lourie *et al.*, 1999), et les animaux sont monogames au sein d'un même cycle de reproduction (Foster et Vincent, 2004). Le taux de reproduction des *Hippocampus* spp. est limité par des soins parentaux prolongés et des portées de petite taille (Lourie *et al.*, 1999).

Le territoire des *Hippocampus* spp. est généralement très réduit, et les adultes affichent une faible mobilité et une faible mortalité naturelle (Vincent, 1996). On pense qu'ils vivent d'un à cinq ans (Vincent et Koldewey, 2006), mais les données concernant leur taux de survie et autres paramètres de leur cycle biologique étaient assez limitées (Foster et Vincent, 2004).

Répartition générale et état de conservation : *H. algiricus* habite les eaux côtières au large de Afrique occidentale, du Sénégal à l'Angola (Afonso *et al.*, 1999 ; Lourie *et al.*, 2004 ; Mamonekene *et al.*, 2006) (Figure 12), mais les données concernant sa répartition étaient jugées insuffisantes (Lourie *et al.*, 2004).

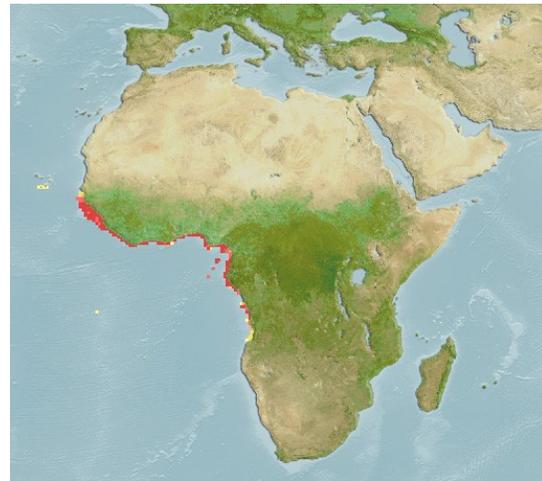


Figure 12. Répartition globale d'*Hippocampus algiricus* (Source : AquaMaps, 2013).

L'information concernant cette espèce, surtout connue d'après des spécimens de musée, était jugée inadéquate (Wirtz *et al.*, 2007). *H. algiricus* avait été classée Données insuffisantes sur la Liste rouge de l'UICN en 2002, puis reclassée Vulnérable en 2012 par suite d'un déclin possible de la population (Czembor *et al.*, 2012).

Menaces : L'exploitation directe, la prise incidente et la destruction de l'habitat constituent les plus graves menaces des *Hippocampus* spp. en général (Vincent, 1996). La plupart des spécimens d'*Hippocampus* spp. sont réputés avoir été capturés comme prise incidente au cours de la pêche de la crevette au chalut (Aish *et al.*, 2003 ; McPherson et Vincent, 2004 ; Giles *et al.*, 2006 ; Perry *et al.*, 2010). La pression sur des populations concrètes et des espèces ciblées par le commerce aquariophile de spécimens vivants était jugée substantielle (Hunt et Vincent, 2006 ; Vincent *et al.*, 2011a).

Les caractéristiques biologiques des *Hippocampus* spp. les rendent susceptibles à la surpêche, et inadaptées à la collecte intensive (Vincent, 1996 ; Foster et Vincent, 2004). Ces caractéristiques expliqueraient également le déclin substantiel des populations d'*Hippocampus* observé par les pêcheurs et les négociants du monde entier (Vincent, 1996 ; Vincent *et al.*, 2011a). Toutefois, Curtis *et al.* (2007) avaient découvert que la pêche démersale pourrait ne pas réduire les effectifs de toutes les espèces d'*Hippocampus*, et Martin-Smith et Vincent (2005) avaient eux aussi observé un déclin indépendant des pêcheries. Vincent (1996) avait toutefois souligné que la collecte artisanale et la prise incidente d'*Hippocampus* étaient non-durables, les collecteurs continuant de prélever des *Hippocampus* spp. même lorsque les populations diminuent jusqu'à des niveaux critiqueusement faibles.

Vue d'ensemble concernant le commerce et la gestion : *H. algiricus* figure à l'Annexe II de la CITES depuis le 15/05/2004.

En 2004, lors de sa 20^{ème} réunion, le CA avait recommandé une limite de taille minimale à 10 cm pour le commerce international de spécimens sauvages d'*Hippocampus* (Notification

CITES 2004/033 ; Notification CITES 2005/014). D'aucuns s'étaient inquiétés de ce que cette limite pourrait ne pas protéger suffisamment *H. algiricus* de la surexploitation, sa longueur à maturité dépassant les 10 cm (Foster et Vincent, 2005), et vu le rétrécissement des spécimens d'*Hippocampus* spp. au séchage (Nadeau *et al.*, 2009). Curtis et Vincent (2008) avaient préconisé une limite de taille minimale conservatoire de 14 cm, en l'attente d'une évaluation socioéconomique et gestionnaire. Conformément à la Décision CITES Conf. 13.7 (Rev. CdP 16), aucun permis d'exportation ou de réexportation n'est requis jusqu'à quatre spécimens morts d'*Hippocampus* spp. par personne, à titre d'effets personnels ou à usage domestique.

Evanson *et al.* (2011) avaient souligné que le commerce de cette espèce "avait doublé ou triplé" depuis 2004, et ils estimaient que le nombre de spécimens commercialisés entre 2004 et 2008 avoisinait les 4,1 millions. La plus importante source d'*H. algiricus* pour le commerce international était la prise incidente dérivée de la pêche à la crevette par chalutage (Evanson *et al.*, 2011). La plupart des *H. algiricus* du commerce sont destinés au marché asiatique, surtout sous forme de spécimens séchés utilisés à des fins de médecine traditionnelle, mais aussi comme aliment tonifiant et comme curiosités (Vincent *et al.*, 2011b). La médecine traditionnelle (chinoise) consommerait environ 95 p. cent des *Hippocampus* spp. du commerce (Vincent *et al.*, 2011a), mais quelques spécimens étaient commercialisés soit comme curiosités (séchés), soit vivants, pour les aquariums et les aquariophiles amateurs (Lourie *et al.*, 2004). Vincent (1996) jugeait potentiellement non-durable le commerce d'*Hippocampus* spp., en plein essor, et Evanson *et al.* (2011) s'inquiétaient notamment de la pression que le commerce émergent pourrait exercer sur les populations d'*H. algiricus*.

Koldewey et Martin-Smith (2010) avaient signalé que la demande d'*Hippocampus* spp. ne pouvait pas être satisfaite par l'aquaculture, et que la plupart des installations d'aquaculture interrogées ne produisaient que des spécimens vivants destinés au commerce aquariophile.

L'identification des *Hippocampus* au niveau de l'espèce pour le commerce international était jugée problématique, les pêcheurs et négociants n'identifiant que rarement les *Hippocampus* au niveau de l'espèce (Vincent *et al.*, 2011b). Par ailleurs, l'information sur le commerce des *Hippocampus* depuis des pays africains se révélait insuffisante (Vincent *et al.*, 2011b).

Une bonne compréhension du cycle biologique et de l'écologie des *Hippocampus* spp. était considérée essentielle pour leur gestion (Curtis *et al.*, 2007), et un dispositif solide de surveillance était requis pour évaluer les actions de protection (Martin-Smith et Vincent, 2005). Thornhill (2012) avait remarqué la difficulté à établir un ACNP pour les *Hippocampus* spp. vu le manque de données concernant la biologie des populations.

C. Étude pays par pays

GUINEE

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence d'*H. algiricus* en Guinée avait été signalée par Lourie *et al.* (1999 ; 2004), mais son aire de répartition dans ce pays est inconnue à cette date (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Les connaissances concernant cette espèce dans la nature en Guinée étaient maigres, mais elle semblerait généraliste quant à l'habitat : elle est rencontrée sur substrats durs ou meubles, ainsi que parmi les algues et les herbiers marins (Project Seahorse, données non publiées, *in* : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Tendances et état de la population : D'après West (2012), *H. algiricus* était l'espèce la plus abondante d'*Hippocampus* au large des côtes de Guinée, mais cet auteur soulignait le manque de recherche et d'information. Aucune autre information concernant son statut local n'était disponible (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Menaces : La prise incidente par la flottille de pêche artisanale était considérée comme la principale menace de cette espèce en Guinée (Project Seahorse, données non publiées, in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). L'augmentation de la pression halieutique au large des côtes de Guinée, ainsi que la dégradation des environnements marins côtiers, étaient considérées comme des menaces potentielles pour *H. algiricus* (Vincent *et al.*, 2011b).

Commerce : D'après Evanson *et al.* (2011), ce pays serait le principal exportateur d'hippocampes en Afrique. Selon les enquêtes préliminaires sur les échanges commerciaux menées en Guinée en 2012, tous les hippocampes seraient issus de la prise incidente et destinés au marché asiatique ; toutefois, une analyse plus approfondie des données était jugée nécessaire, et le nombre d'interviews réalisées pour cette enquête était jugé insuffisant (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). *H. algiricus* était l'espèce d'hippocampe la plus souvent rencontrée dans le commerce en Guinée, quoiqu'un petit nombre d'*H. hippocampus* ait également été enregistré (Project Seahorse, données non publiées, in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). La Guinée était considérée comme l'un des plus gros exportateurs africains d'*H. algiricus* (Vincent *et al.*, 2011b).

La Guinée n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels CITES pour 2007, 2009, 2011 ni 2012, et n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *H. algiricus*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, les exportations directes d'*H. algiricus* depuis ce pays sur 2004-2012 étaient constituées de corps sauvages et de spécimens vivants, tous échangés à des fins commerciales (Tableau 1). Aucun commerce n'avait été notifié sur 2010-2012. Les seuls pays importateurs étaient la RAS de Hong Kong et la République populaire de Chine (ci-après, "la Chine").

Les exportations indirectes d'*H. algiricus* provenant de Guinée étaient constituées de corps sauvages importés par le Canada à des fins commerciales en 2005 (25 kg d'après la Guinée, 55 kg selon le seul pays importateur).

Un faible proportion du commerce d'*Hippocampus* spp. depuis la Guinée avait été renseignée au niveau du genre sur 2004-2011 ; il s'agissait de corps sauvages exportés directement depuis la Guinée à des fins commerciales en 2007 (160 kg, notifiés par le seul pays importateur) et en 2008 (23 kg, notifiés par la seule Guinée).

Tableau 1. Exportations directes d'*Hippocampus algiricus* depuis la Guinée, 2004-2009 (aucun commerce n'avait été notifié sur 2010-2012 ; la Guinée n'avait pas transmis ses rapports annuels pour 2007, 2009, 2011 ni 2012). La totalité du commerce portait sur des spécimens sauvages et visait des fins commerciales. Cette espèce figure à l'Annexe II depuis le 15/05/2004. (Quantités arrondies à la première décimale, le cas échéant.)

Terme	Unité	Communiqué par	2004	2005	2006	2007	2008	2009	Total
corps	kg	Importateur	1009,4	1107,3	1030	683,8	1073	844	5747,5
		Exportateur	822	1508,8					2330,8
vivants	kg	Importateur							
		Exportateur	425						425

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Le commerce d'espèces CITES depuis la Guinée était surtout constitué d'*H. algiricus*, dont un peu de commerce renseigné au niveau du genre ; les registres de commerce communiqués entre 2004 et 2008, exprimés en kg, étaient convertis en nombre de spécimens en tablant sur un poids (sec) moyen de 2,69 g par hippocampe, ce qui donnait un commerce annuel de 300 000–860 000 spécimens (Evanson *et al.*, 2011). Cependant, cette façon de faire aurait pour inconvénient de sous-estimer le poids des hippocampes d'Afrique occidentale (West, 2012 ; Project Seahorse, données non publiées, in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Les données enregistrées concernant les recensements et les statistiques non-CITES de la RAS de Hong Kong de 1998 à 2010 faisaient état d'importations moyennes annuelles au niveau du genre d'environ 157 000 (\pm 160 000) hippocampes [env. 448,6 kg, en tablant sur 350 hippocampes/kg] depuis la Guinée (Hong Kong CSD, non daté, in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Si ces données reflètent fidèlement les importations par la RAS de Hong Kong telles qu'enregistrées dans la base de données sur le commerce CITES pour les années se chevauchant, la commercialisation de 62 000 spécimens [env. 177 kg] en 2010 ne figurait pas parmi les données CITES (Hong Kong CSD, non daté, in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Ces données commerciales étant renseignées en poids, un taux de conversion d'un kilogramme d'hippocampes séchés pour environ 350 spécimens avait été appliqué (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Gestion : *H. algiricus* ne semblait pas bénéficier d'une protection spécifique au titre de la législation guinéenne (Guinée, 1999) et aucune réglementation locale n'était connue (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). West (2012) n'avait pas trouvé de preuve que le commerce d'*Hippocampus* soit en cours de réglementation en Guinée, mais compte tenu de ce que la prise incidente semble être la plus grave menace de l'espèce, cet auteur soulignait que les réglementations commerciales ne suffiraient pas à elles seules pour assurer la protection de cette espèce.

Le manque d'Aires marines protégées (AMP) en Guinée avait été signalé, ce qui entraînait une protection insuffisante des *Hippocampus* spp. et d'autres poissons (Brugiere et Kormos, 2008). Le Code de la pêche guinéen, de 1995, interdit l'utilisation d'explosifs et de toxines pour la pêche (Guinée, 1995). Les réglementations en matière de pêche artisanale interdisent également l'utilisation des seines, tant coulissantes que de plage (Guinée, 2006).

SENEGAL

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence d'*H. algiricus* au Sénégal avait été signalée par Lourie *et al.* (2004). Cette espèce était rencontrée tout au long du littoral de ce pays (West, 2012).

Les connaissances concernant cette espèce dans la nature étaient maigres, mais elle semblerait généraliste quant à l'habitat : elle est rencontrée parmi les herbiers marins et macroalgues, aussi bien sur substrats durs que meubles (West, 2012), tout en affichant une préférence pour les habitats à l'abri des vagues les plus violentes (Project Seahorse, données non publiées, in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Tendances et état de la population : *H. algiricus* s'est révélée être l'espèce d'*Hippocampus* la plus abondante au large des côtes sénégalaises, bien qu'un manque de recherche et d'information disponible était signalé (West, 2012). Cette espèce pourrait être plus abondante au sud de Dakar qu'au nord, d'après les données de capture (West, 2012).

Cependant, des pêcheurs interviewés en 2012 avaient signalé une diminution de la taille et de l'abondance des spécimens d'*Hippocampus* spp. capturés (West, 2012). En se fondant sur ces observations, en combinaison avec "l'importance des prises et du commerce d'hippocampes, ainsi que la surpêche généralisée dans le pays", Project Seahorse avait soupçonné un déclin des populations locales (Project Seahorse, données non publiées, in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Aucune autre information concernant son statut local n'était disponible (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Menaces : D'après West (2012), la pêche illicite, non déclarée et non réglementée (INN) était la principale menace d'*H. algiricus* au Sénégal, les prises réelles étant supputées de 40 p. cent supérieures aux estimations. Les pêcheurs avaient régulièrement informé du déclin du nombre de spécimens d'*Hippocampus* spp. capturés, ainsi qu'une réduction de leur taille – aggravée, de surcroît, par le biais en faveur des mâles lors de la prise incidente –, ce qui pouvait être un signe de surpêche (West, 2012).

Commerce : Le Sénégal était considéré comme l'un des principaux pays exportateurs d'*H. algiricus* en Afrique (Vincent *et al.*, 2011b), et d'après Evanson *et al.* (2011) le Sénégal était le deuxième pays le plus exportateur après la Guinée. Le commerce local et la consommation locale d'hippocampes étaient considérés minimes, la plupart des prises étant vendues par les pêcheurs à des acheteurs intermédiaires, puis revenues à des exportateurs qui expédiaient les hippocampes vers la Chine continentale, la RAS de Hong Kong ou Taïwan, PdC (West, 2012).

La plupart des spécimens d'*H. algiricus* exportés depuis le Sénégal provenaient des pêcheries artisanales (West, 2012). D'après les enquêtes sur les échanges commerciaux réalisées en 2012, environ 1,1 million d'hippocampes seraient annuellement débarqués au Sénégal ; cependant, la prise incidente par les grands navires commerciaux serait fortement sous-estimée, et les tonnages de débarquement réels seraient bien supérieurs (Project Seahorse, données non publiées, in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Par ailleurs, des écarts considérables avaient été constatés entre les observations et les volumes commerciaux d'*H. algiricus* sénégalais notifiés (West, 2012), les débarquements d'hippocampes étant beaucoup plus importants que les volumes communiqués en termes de commerce d'espèces CITES (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Le Sénégal n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels CITES pour 2011 ni 2012, et n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *H. algiricus*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, les exportations directes d'*H. algiricus* depuis le Sénégal sur 2004-2012 étaient principalement constituées de corps et de squelettes de source sauvage, tous échangés à des fins commerciales (Tableau 2). Le Sénégal avait également communiqué des exportations d'hippocampes vivants (20) et de spécimens (45) non signalées par les pays importateurs. La RAS de Hong Kong et la Chine étaient les principaux importateurs.

Les exportations indirectes d'*H. algiricus* provenant du Sénégal sur 2004-2012 étaient constituées de 55 kg de corps sauvages exportés vers le Canada à des fins commerciales en 2005, notifiés par le seul pays réexportateur.

Par ailleurs, une importation de 30 *Hippocampus* vivants directement depuis le Sénégal avait été renseignée au niveau du genre par des pays importateurs en 2003 (ni la source, ni la finalité n'étaient spécifiées).

Tableau 2. Exportations directes d'*Hippocampus algiricus* depuis le Sénégal, 2004-2011 (ce pays n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels pour 2011 ni 2012 ; aucun commerce n'avait été notifié en 2012). La totalité du commerce portait sur des spécimens sauvages. Cette espèce figure à l'Annexe II depuis le 15/05/2004. (Quantités arrondies à la première décimale, le cas échéant.)

Terme	Unité	Finalité	Communiqué par	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total
corps	kg	T	Importateur	480,5	552,8	314,8	673	328	20	36	200	2605,1
			Exportateur	520,5		358,8	464	506				
vivants	-	Q	Importateur									
			Exportateur				20					
squelettes	-	T	Importateur									
			Exportateur						60	1354		
spécimens	-	S	Importateur									
			Exportateur		45							

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Toutes les exportations d'*Hippocampus* spp. notifiées par le Sénégal coïncidaient avec celles enregistrées dans la base de données sur le commerce CITES, soit en tant qu'*Hippocampus* spp., soit comme *Hippocampus algiricus*. Toutefois, un examen plus détaillé des spécimens enregistrés comme *H. algiricus* afin de vérifier l'identité de l'espèce a révélé que deux espèces, *H. algiricus* et *H. hippocampus*, étaient en fait commercialisées (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Cette dernière espèce représenterait même jusqu'à 30 p. cent des spécimens du commerce au Sénégal, au niveau local (Project Seahorse, données non publiées, in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Ce qui confirme les difficultés à disposer de données de collecte exactes, vu les défis que suppose l'identification.

Une évaluation des données CITES concernant le commerce notifié en kilogrammes représentait une moyenne annuelle d'environ 235 000 spécimens (\pm 149 000 spécimens) de 2004 à 2011 (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Evanson *et al.* (2011) avaient estimé le commerce annuel à 200 000–310 000 spécimens entre 2004 et 2008, en appliquant un facteur de conversion de 2,69 g/hippocampe.

D'après les données enregistrées concernant les recensements et statistiques non-CITES de la RAS de Hong Kong de 1998 à 2010, les importations moyennes annuelles, au niveau du genre, depuis le Sénégal, étaient d'environ 120 000 hippocampes (\pm 103 000) (Hong Kong CSD, non daté, in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Le commerce enregistré en 2007 et 2008 était bien inférieur aux volumes de commerce communiqués à la CITES (respectivement, 100 000 et 13 000, à comparer à 250 000 et 122 000) (Hong Kong CSD, non daté, in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Ces données commerciales étant renseignées en poids, un taux de conversion d'un kilogramme d'hippocampes séchés équivalant à environ 350 spécimens avait été appliqué (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Gestion : *H. algiricus* ne semblait pas bénéficier d'une protection spécifique au titre de la législation sénégalaise (Sénégal, 1986), et aucune réglementation locale n'était connue (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). West (2012) n'avait pas trouvé de preuve de réglementation ou de gestion du commerce des *Hippocampus* spp. au Sénégal, et la limite de taille de 10 cm recommandée par le CA semblait inconnue ou ignorée dans le pays. Cet auteur en concluait aussi que la plus grave menace de cette espèce semblait être la prise incidente, les seules réglementations commerciales ne suffiraient pas à assurer sa protection (West, 2012). Toutefois, un progrès quant à l'adoption de diamètres de maille mieux appropriés afin de diminuer la prise incidente avait été observé (West, 2012). Le Code de la pêche sénégalais interdit l'utilisation d'explosifs ou de toxines pour la pêche (Sénégal, 1998).

D. Problèmes identifiés mais sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a)

Les rapports annuels CITES n'avaient toujours pas été reçus depuis la Guinée pour 2007, 2009 ni 2011, ni depuis le Sénégal pour 2011.

La prise incidente était considérée comme une menace majeure, et la pêche INN existait au Sénégal.

La difficulté à identifier les *Hippocampus* au niveau de l'espèce était jugée poser problème pour le suivi du commerce d'espèces concrètes.

Le commerce des *Hippocampus* spp. est renseigné au niveau du genre, ce qui complique le suivi du commerce portant sur des espèces concrètes. Par ailleurs, le mélange des unités (nombre de spécimens et poids, en kg) dans les rapports complique également l'estimation du nombre total de spécimens dans le commerce international.

E. Bibliographie

- Afonso, P., Porteiro, F. M., Santos, R. S., Barreiros, J. P., Worms, J. and Wirtz, P. 1999. Coastal marine fishes of Sao Tomé Island (Gulf of Guinea). *Arquipélago: Life and Marine Sciences*, 17, p.65–92.
- Aish, A., Trent, S. and Williams, J. 2003. *Squandering the seas: How shrimp trawling is threatening ecological integrity and food security around the world*. London, UK: Environmental Justice Foundation.
- AquaMaps. 2013. *Computer Generated Native Distribution Map for Hippocampus algiricus (West African seahorse), version of Aug. 2013*. [Online]. Available at: www.aquamaps.org [Accessed: 2 September 2013].
- Brugiere, D. and Kormos, R. 2008. Review of the protected area network in Guinea, West Africa, and recommendations for new sites for biodiversity conservation. *Biodiversity and Conservation*, 18 (4), p.847–868.
- Curtis, J. M. R., Ribeiro, J., Erzini, K. and Vincent, A. C. J. 2007. A conservation trade-off? Interspecific differences in seahorse responses to experimental changes in fishing effort. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Systems*, 17, p.468–484.
- Curtis, J. M. R. and Vincent, A. C. J. 2008. Use of population viability analysis to evaluate CITES trade-management options for threatened marine fishes. *Conservation Biology*, 22 (5), p.1225–1232.
- Czembor, C. A., Vincent, A., Woodall, L. and Correia, M. 2012. *Hippocampus algiricus*. IUCN 2012. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2*. [Online]. Available at: <http://www.iucnredlist.org/> [Accessed: 25 May 2013].
- Evanson, M., Foster, S. J., Wiswedel, S. and Vincent, A. C. J. 2011. Tracking the international trade of seahorses (*Hippocampus* species). *Fisheries Centre Research Reports*, 19 (2).
- Foster, S. J. and Vincent, A. C. J. 2004. Life history and ecology of seahorses: implications for conservation and management. *Journal of Fish Biology*, 65 (1), p.1–61.
- Foster, S. J. and Vincent, A. C. J. 2005. Enhancing sustainability of the international trade in seahorses with a single minimum size limit. *Conservation Biology*, 19 (4), p.1044–1050.
- Giles, B. G., Ky, T. S., Hoang, D. H. and Vincent, A. C. J. 2006. The catch and trade of seahorses in Vietnam. *Biodiversity and Conservation*, 15 (8), p.2497–2513.
- Guinea. 1995. *Code de la pêche maritime*.
- Guinea. 1999. *Loi L/99/038/AN adoptant et promulguant le code de protection de la faune sauvage et réglementation de la chasse*.
- Guinea. 2006. *Portant réglementation de la pêche artisanale en République de Guinée*.
- Hong Kong CSD. undated. Import statistics from the Census and Statistics Department, Hong Kong Special Administrative Region. In: Project Seahorse, *in litt.* to UNEP-WCMC, 08/08/2013.
- Hunt, B. and Vincent, A. C. J. 2006. The use of marine organisms in traditional and allopathic medicine. In: Miththapala, S. (ed.), *Conserving medicinal species: Securing a healthy future*, Colombo, Sri Lanka: IUCN: Ecosystems and Livelihoods Group, Asia, p.64–75.

- Koldewey, H. J. and Martin-Smith, K. M. 2010. A global review of seahorse aquaculture. *Aquaculture*, 302 (3-4), p.131-152.
- Lourie, S. A., Foster, S. J., Cooper, E. W. T. and Vincent, A. C. J. 2004. *A guide to the identification of seahorses*. Washington D.C., USA: Project Seahorse and TRAFFIC North America.
- Lourie, S. A., Stanley, H. F., Vincent, A. C. J., Hall, H. J., Pritchard, J. C. and Casey, S. P. 1999. *Seahorses: an identification guide to the world's species and their conservation*. London, UK.: Project Seahorse.
- Mamonekene, V., Lavoué, S., Pauwels, O. S., Mve-Beh, J. H., Mackayah, J.-E. and Tchignoumba, L. 2006. Fish diversity at Rabi and Gamba, Ogooué-Maritime Province, Gabon. *Bulletin of the Biological Society of Washington*, (12), p.285-296.
- Martin-Smith, K. M. and Vincent, A. C. J. 2005. Seahorse declines in the Derwent estuary, Tasmania in the absence of fishing pressure. *Biological Conservation*, 123 (4), p.533-545.
- McPherson, J. M. and Vincent, A. C. J. 2004. Assessing East African trade in seahorse species as a basis for conservation under international controls. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 14 (5), p.521-538.
- Nadeau, J. L., Curtis, J. M. R. and Lourie, S. A. 2009. Preservation causes shrinkage in seahorses: implications for biological studies and for managing sustainable trade with minimum size limits. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19 (4), p.428-438.
- Perry, A. L., Lunn, K. E. and Vincent, A. C. J. 2010. Fisheries, large-scale trade, and conservation of seahorses in Malaysia and Thailand. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20 (4), p.464-475.
- Project Seahorse. 2013. Project Seahorse *in litt.* to UNEP-WCMC, 08/08/2013.
- Project Seahorse. n.d. *Unpublished data: Project Seahorse trade surveys for Guinea, carried out in 2013*.
- Project Seahorse. n.d. *Unpublished data: Project Seahorse trade surveys for Senegal, carried out in 2012 and 2013*.
- Scales, H. 2010. Advances in the ecology, biogeography and conservation of seahorses (genus *Hippocampus*). *Progress in Physical Geography*, 34 (4), p.443-458.
- Senegal. 1986. *Code de la chasse et de la protection de la faune*.
- Senegal. 1998. *Code de la pêche maritime*.
- Thornhill, D. J. 2012. *Ecological impacts and practices of the coral reef wildlife trade*. Washington D.C., USA: Defenders of Wildlife.
- Vincent, A. C. J. 1996. *The international trade in seahorses*. Cambridge, UK: TRAFFIC International.
- Vincent, A. C. J., Foster, S. J. and Koldewey, H. J. 2011a. Conservation and management of seahorses and other Syngnathidae. *Journal of fish biology*, 78 (6), p.1681-1724.
- Vincent, A. C. J., Giles, B. G., Czembor, C. A. and Foster, S. J. 2011b. Trade in seahorses and other syngnathids in countries outside Asia (1998-2001). *Fisheries Centre Research Reports*, 19 (1).
- Vincent, A. C. J. and Koldewey, H. J. 2006. An uncertain future for seahorse aquaculture in conservation and economic contexts. In: *Proceedings of the Regional Technical Consultation on Stock Enhancement of Species Under International Concern*, 2006, Panay, Philippines: Southeast Asian Fisheries Development Center, p.71-84.
- West, K. 2012. *Investigations into the Senegalese trade in CITES-listed seahorses, Hippocampus algiricus*. Imperial College London.
- Wirtz, P., Ferreira, C. E. L., Floeter, S. R., Fricke, R., Gasparini, J. L., Iwamoto, T., Rocha, L., Sampaio, C. L. S. and Schliewen, U. K. 2007. Coastal fishes of Sao Tomé and Príncipe islands, Gulf of Guinea (eastern Atlantic Ocean) - an update. *Zootaxa*, 1523, p.1-48.

Hippocampus barbouri (Jordan & Richardson, 1908) : Philippines

Syngnathidae

Sélection pour l'Étude du Commerce Important

Lors de sa 25^{ème} réunion, le Comité pour les Animaux (CA) avait retenu *Hippocampus barbouri* (tous les États de l'aire de répartition) pour l'ÉCI en tant qu'espèce prioritaire, conformément aux considérations exposées dans le document AC25 Doc 9.6 (AC25, Compte-rendu résumé). *H. barbouri* avait été identifiée comme ayant atteint un seuil élevé de volume commercial pour une espèce mondialement menacée ou quasi-menacée en 2008 et en 2009 (Annexe 2, AC25 Doc 9.6). Lors de la 26^{ème} réunion du CA, des réponses ayant été reçues depuis l'Indonésie et la Malaisie (AC26 Doc. 12.3), seules les Philippines avaient été retenues pour étude (AC26, Compte-rendu résumé).

A. Résumé

Vue d'ensemble des recommandations concernant *Hippocampus barbouri*.

État de l'aire de répartition	Catégorie provisoire	Résumé
Philippines	Moins préoccupante	Pratiquement aucun commerce international notifié sur 2004-2012. Sa répartition est réduite et son statut assez mal connu. La capture et le commerce d'hippocampes sont interdits depuis 2004. Par conséquent, cette espèce est classée Moins préoccupante.

B. Aperçu de l'espèce

Remarque taxonomique : Le genre *Hippocampus* a fait l'objet de plusieurs remaniements, y compris concernant *H. barbouri* (Lourie *et al.*, 1999, 2004). Tous les spécimens non-épineux d'*Hippocampus* étaient habituellement commercialisés sous l'appellation *H. kuda*, avant d'isoler *H. barbouri*, *H. borboniensis*, *H. comes*, *H. fisheri*, *H. fuscus* et *H. kelloggi* en tant qu'espèces différentes (Lourie *et al.*, 2004). Lourie *et al.* (2004) avaient déjà fait remarquer qu'*H. barbouri* recouvrait probablement plusieurs formes distinctes, et que cette espèce était souvent confondue avec *H. histrix*. D'après Wiswedel (2012), *H. aimei* était synonyme d'*H. barbouri*. Scales (2010) avait souligné la difficulté à identifier et à classer les espèces d'*Hippocampus*, ainsi que le manque de recherche taxonomique les concernant.

Biologie : *H. barbouri* est rencontrée dans des zones peu profondes pourvues d'herbiers marins (Lourie *et al.*, 2004), jusqu'à 10 m de profondeur (Kuitert, 2000) ; elle est souvent vue accrochée à des coraux durs (Lourie *et al.*, 2004).

La taille maximale enregistrée à l'âge adulte d'*H. barbouri* est de 15 cm, et sa longueur enregistrée à la première maturité est de 8 cm (Lourie *et al.*, 2004).

Pour plus de détails concernant la biologie des *Hippocampus* spp., veuillez consulter la section "Biologie" d'*Hippocampus algiricus*.

C. Étude du pays

PHILIPPINES

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Les données concernant l'état de la population d'*H. barbouri* étaient jugées extrêmement limitées (Wiswedel, 2012), cette espèce

n'étant rencontrée que dans les eaux de l'Indonésie, de la Malaisie et des Philippines (voir Figure 13) (Lourie *et al.*, 2004), et vu la très faible capacité de dispersion des populations (Scales, 2010).

La présence d'*H. barbouri* aux Philippines avait été confirmée par Lourie *et al.* (2004), et cette

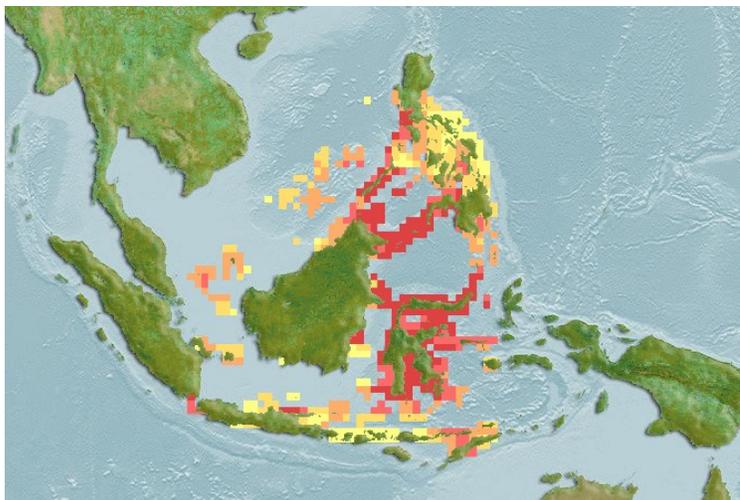


Figure 13. Répartition globales d'*Hippocampus barbouri*
(Source : AquaMaps. 2013.)

espèce avait été signalée dans les archipels de Palawan et Sulu (Lourie *et al.*, 2005).

Tendances et état de la population : *H. barbouri* est une espèce classée Vulnérable sur la Liste rouge de l'UICN, et ses populations semblent décliner sur toute son aire de répartition par suite du commerce extensif, de la mortalité par prise incidente et de la dégradation de l'habitat (Wiswedel, 2012).

Des déclin substantiels des *Hippocampus* spp. entre 1970 et 2003 avaient été signalés par les pêcheurs aux Philippines (O'Donnell *et al.*, 2010), et Martin-Smith *et al.* (2004) et Vincent *et al.* (2007) en concluaient que les *Hippocampus* spp. étaient affectées par la surpêche aux Philippines. On ne disposait d'aucune autre information concernant leur statut local (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), et aucune donnée spécifique à l'espèce concernant les tendances d'*H. barbouri* aux Philippines n'était disponible.

Menaces : L'exploitation directe, la prise incidente et la destruction de l'habitat étaient considérées comme les plus graves menaces des *Hippocampus* spp. (Vincent, 1996). La prise incidente d'hippocampes, principalement au cours de la pêche de la crevette au chalut, était largement répandue (Aish *et al.*, 2003). Les pressions sur les populations d'hippocampes principalement visées par le commerce aquariophile de spécimens vivants étaient considérées substantielles (Hunt et Vincent, 2006 ; Vincent *et al.*, 2011a).

Les caractéristiques biologiques des *Hippocampus* spp. les rendent susceptibles à la surpêche et inadaptées à la collecte intensive (Vincent, 1996 ; Foster et Vincent, 2004 ; Scales, 2010). Ces caractéristiques, en combinaison avec la pression halieutique, expliqueraient le déclin substantiel des populations d'*Hippocampus* observé par les pêcheurs et les négociants du monde entier (Vincent, 1996) ; toutefois, Curtis *et al.* (2007) avaient découvert que la pêche démersale ne réduisait pas forcément les effectifs de toutes les espèces d'*Hippocampus*, et Martin-Smith et Vincent (2005) avaient eux aussi observé un déclin indépendant des pêcheries. D'après Vincent (1996), le niveau de collecte d'*Hippocampus* par des moyens de pêche traditionnels et sous forme de prise incidente était non-durable, les pêcheurs continuant de collecter des *Hippocampus* spp. bien que les populations aient diminué jusqu'à des niveaux critiquement faibles.

Scales (2010) considérait que la très faible capacité de dispersion des populations d'*H. barbouri* constituait une menace potentielle pour la survie de cette espèce.

Les sévères déclin historiques des captures d'hippocampes suscitent l'inquiétude quant à la conservation des *Hippocampus* spp. aux Philippines (voir, par ex., Martin-Smith *et al.*, 2004 ; Vincent *et*

al., 2007 ; O'Donnell *et al.*, 2010). Les *Hippocampus* spp. sont jugées vulnérables par suite du commerce à des fins de médecine traditionnelle, sous forme de curiosités et pour l'aquariophilie (Vincent, 1996) ; les prises incidentes annuelles d'*Hippocampus* spp. aux Philippines oscilleraient entre deux et six millions de spécimens (Vincent *et al.*, 2011). Les hippocampes étaient aussi directement ciblés par les plongeurs, (Martin-Smith *et al.*, 2004 ; Vincent *et al.*, 2007), et la destruction de l'habitat était considérée comme une menace (Vincent, 1996 ; Marcus *et al.*, 2007 ; Short *et al.*, 2011). Les habitats-clé de cette espèce aux Philippines, les herbiers marins, était jugés dégradés à hauteur de 30 à 50 p. cent (PNUE, 2004), et Castro *et al.* (2006) avaient signalé que l'augmentation des activités humaines sur le littoral menaçait les plantes et les animaux marins.

Commerce : La médecine traditionnelle consommerait environ 95 p. cent des *Hippocampus* spp. du commerce (Vincent *et al.*, 2011a), et quelques spécimens sont aussi commercialisés soit comme curiosités (séchés), soit vivants, pour les aquariums et les aquariophiles amateurs (Lourie *et al.*, 2004). L'identification des *Hippocampus* au niveau de l'espèce pour le commerce international était jugé problématique, les pêcheurs et les négociants n'identifiant que rarement les *Hippocampus* au niveau de l'espèce (Vincent *et al.*, 2011b).

De nombreux spécimens d'*H. barbouri* du commerce avaient officiellement été capturés par des moyens de pêche traditionnels (Roe, 2008 ; O'Donnell *et al.*, 2010). Trois zones [Palawan (y compris Busuanga), les Visayas centrales (y compris Bohol, Cebu et Negros) et Mindanao (y compris Sulu et Tawi-Tawi, dans le sud des Philippines)], constituaient les principales sources de spécimens (Vincent, 1996).

Les Philippines n'avaient toujours pas transmis leurs rapports annuels CITES pour 2008 ni sur 2010-2012, et ce pays n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *H. barbouri*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, aucun commerce direct ou indirect d'*H. barbouri* depuis les Philippines n'avait été communiqué sur 2004-2012, sauf trente corps saisis/confisqués importés par le Royaume Uni directement depuis les Philippines en 2003. Cependant, une bonne part du commerce d'*Hippocampus* depuis les Philippines avait été renseignée au niveau du genre par les pays importateurs ; il s'agissait principalement de corps notifiés sans spécification de la source et de spécimens sauvages vivants, tous commercialisés pendant la période 2002-2005 (Tableau 1). La grande majorité des corps avaient été importés par l'Italie ; les principaux pays importateurs de spécimens vivants étaient les Pays-Bas et l'Allemagne.

Tableau 1. Importations directes d'*Hippocampus* renseignées au niveau du genre en tant qu'*Hippocampus* spp. depuis les Philippines, 2002-2011 (aucun commerce n'avait été notifié sur 2006-2009 ni en 2012). La totalité du commerce avait été notifiée par les pays importateurs ; aucune exportation n'avait été signalée par les Philippines (ce pays n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels pour 2008 ni sur 2010-2012). Cette espèce figure à l'Annexe II depuis le 15/05/2004. Aucun commerce direct ni indirect d'*H. barbouri* renseigné au niveau de l'espèce depuis les Philippines n'avait été signalé sur 2004-2012.

Terme	Unité	Source	Finalité	2002	2003	2004	2005	2010	2011	Total
corps	kg	U	T		16					16
	-	I	T				761			761
	-	-	-	3340	14000					17340
dérivés	-	I	P					4		4
vivants	kg	U	T			11				11
	-	W	T	348	386	141				875
	-	-	-	32	25	52				109
spécimens	-	W	S						37	37

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Avant l'inscription des *Hippocampus* spp. à l'Annexe II de la CITES, les Philippines étaient considérées comme un gros exportateur d'hippocampes (Wabnitz *et al.*, 2003 ; Evanson *et al.*, 2011 ; Project Seahorse *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2011), et des exportations de grandes quantités d'*Hippocampus* spp. avaient été signalées. Vincent (1996) estimait qu'entre 1993 et 1995, les exportations annuelles d'*Hippocampus* spp. séchées depuis les Philippines atteignaient 3,5-11 tonnes (env. 1,5-4,7 millions de spécimens), et celles de spécimens vivants plus de 0,5 millions de spécimens. Evanson *et al.* (2011), en appliquant un facteur de conversion de 3,33 g/hippocampe, avaient estimé les volumes annuels de spécimens séchés exportés depuis les Philippines entre 1998 et 2001 à 245 000-365 000 spécimens (d'après les données des enquêtes sur les échanges commerciaux), avant de chuter à environ 38 000 spécimens sur les deux années 2004-2005 (d'après les données CITES).

Gestion : *H. barbouri* figure à l'Annexe II de la CITES depuis le 15/05/2004.

En 2004, lors de sa 20^{ème} réunion, le CA avait recommandé une limite de taille minimale à 10 cm pour le commerce international de spécimens sauvages d'*Hippocampus* (Notification CITES 2004/033 ; Notification CITES 2005/014). D'aucuns s'étaient inquiétés de ce que cette limite pourrait ne pas protéger suffisamment l'ensemble des *Hippocampus* spp. de la surexploitation, plusieurs espèces atteignant leur maturité à une longueur supérieure à 10 cm (Foster et Vincent, 2005), et vu le rétrécissement des spécimens au séchage (Nadeau *et al.*, 2009). Curtis et Vincent (2008) avaient recommandé une limite de taille minimale conservatoire de 14 cm, en l'attente d'une évaluation socioéconomique et gestionnaire. Conformément à la Décision CITES Conf. 13.7 (Rev. CdP 16), aucun permis d'exportation ou de réexportation n'est requis jusqu'à quatre spécimens morts d'*Hippocampus* spp. par personne, à titre d'effets personnels ou à usage domestique.

Conformément à la Section 97 du Code de la pêche philippin, la pêche, la capture et le commerce de toute espèce inscrite sur les Annexes CITES sont interdits (Philippines, 1998), et la capture et le commerce d'hippocampes ont été interdits en 2004 (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Cependant, la collecte illicite de spécimens pour l'aquariophilie (Marine Aquarium Council, 2006) et la pêche illicite se poursuivaient, faute de mise en œuvre et de sources alternatives de revenus (O'Donnell *et al.*, 2010), et les restrictions commerciales étaient apparemment ignorées de bon nombre de pêcheurs, lesquels continuaient malgré tout à commercialiser des *Hippocampus* spp. (Gonzales et Savaris, 2005).

La Section 88 du Code de la pêche interdit l'utilisation d'explosifs, d'électricité et de poisons pour la pêche (Philippines, 1998). Cependant, aussi bien la dynamite (Marcus *et al.*, 2007) que le cyanure seraient illicitement employés (CCIF, 2001).

En 2011, l'OG CITES philippin avait confirmé qu'aucun suivi spécifique à cette espèce n'était à l'œuvre (E. Alesna, comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2011). L'interdiction de collecte et de commerce d'hippocampes décrétée en 2004 aurait encore compliqué davantage la tâche des scientifiques locaux dans leur quête de données sur les hippocampes, sauf concernant *H. comes*, espèce pour laquelle il existe un projet de suivi à long terme dans les Philippines centrales (Angelie Nellas, Project Seahorse Foundation, *in litt.* au Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Par ailleurs, le Marine Aquarium Council a lancé aux Philippines un schéma de certification au titre de l'Initiative de transformation de la gestion des aquariums marins (MAMTI), laquelle vise le contrôle et le suivi du commerce des spécimens pour l'aquariophilie (Roe, 2008). Une bonne compréhension du cycle biologique et de l'écologie était considérée essentielle pour la gestion des *Hippocampus* spp. (Curtis *et al.*, 2007), et un dispositif solide de surveillance était requis pour évaluer les actions de protection (Martin-Smith et Vincent, 2005). Thornhill (2012) avait remarqué la difficulté à établir un ACNP pour les *Hippocampus* spp. vu le manque de données concernant la biologie des populations.

Une installation de Handumon, dans les Philippines centrales, élèverait des *Hippocampus* spp. en captivité (Vincent, 1996), mais Koldewey et Martin-Smith (2010) avaient signalé que la demande d'*Hippocampus* spp. ne pouvait pas être satisfaite par l'aquaculture, tout en reconnaissant l'aptitude d'*H. barbouri* pour l'aquaculture. La plupart des installations d'aquaculture interrogées à travers le monde ne fournissaient de spécimens qu'au commerce aquariophile de spécimens vivants (Koldewey et Martin-Smith, 2010).

Plusieurs Aires marines protégées (AMP) des Philippines étaient censées contribuer à la protection des *Hippocampus* spp. (Haggan *et al.*, 2002 ; Martin-Smith *et al.*, 2004 ; Samoilyis *et al.*, 2007 ; Roe, 2008).

D. Problèmes identifiés mais sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a)

Aucun rapport annuel CITES n'avait été reçu depuis les Philippines pour 2008, 2010 ni 2011.

La prise incidente était considérée comme une menace majeure, et la contrebande sévirait.

La difficulté à identifier les *Hippocampus* au niveau de l'espèce était jugée problématique pour le suivi du commerce d'espèces concrètes.

Le commerce d'*Hippocampus* spp. est renseigné au niveau du genre, ce qui complique le suivi du commerce portant sur des espèces concrètes. Par ailleurs, le mélange des unités (nombre de spécimens et poids, en kg) dans les rapports complique également l'estimation du nombre total de spécimens dans le commerce international.

E. Bibliographie

- Aish, A., Trent, S. and Williams, J. 2003. *Squandering the seas: How shrimp trawling is threatening ecological integrity and food security around the world*. London, UK: Environmental Justice Foundation.
- AquaMaps. 2013. *Computer Generated Native Distribution Map for Hippocampus barbouri (Barbour's seahorse), version of Aug. 2013*. [Online]. Available at: www.aquamaps.org [Accessed: 7 October 2013].
- Castro, J., Magbanua, F. and D'Agnes, L. 2006. *Integrated approach contributes to MDG in the Philippines*. Makati City, Philippines: PATH Foundation Philippines Inc.

- CCIF. 2001. *Analysis of destructive reef fishing practices in the Indo-Pacific*. San Francisco, USA: CCIF Marine Program.
- Curtis, J. M. R., Ribeiro, J., Erzini, K. and Vincent, A. C. J. 2007. A conservation trade-off? Interspecific differences in seahorse responses to experimental changes in fishing effort. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Systems*, 17, p.468–484.
- Curtis, J. M. R. and Vincent, A. C. J. 2008. Use of population viability analysis to evaluate CITES trade-management options for threatened marine fishes. *Conservation Biology*, 22 (5), p.1225–1232.
- Evanson, M., Foster, S. J., Wiswedel, S. and Vincent, A. C. J. 2011. Tracking the international trade of seahorses (*Hippocampus* species). *Fisheries Centre Research Reports*, 19 (2).
- Foster, S. J. and Vincent, A. C. J. 2004. Life history and ecology of seahorses: implications for conservation and management. *Journal of Fish Biology*, 65 (1), p.1–61.
- Foster, S. J. and Vincent, A. C. J. 2005. Enhancing sustainability of the international trade in seahorses with a single minimum size limit. *Conservation Biology*, 19 (4), p.1044–1050.
- Gonzales, E. and Savaris, J. 2005. *International seafood trade: Supporting sustainable livelihoods among poor aquatic resource users in Asia (EP/R03/014). Output 2: Marine ornamentals trade in the Philippines and options for its poor stakeholders*. Poseidon Aquatic Resource Management Ltd., Network of Aquaculture Centres in Asia-Pacific and STREAM Initiative.
- Haggan, N., Brignall, C. and Wood, L. 2002. Putting fishers' knowledge to work: Conference proceedings. *Fisheries Centre Research Reports*, 11 (1).
- Hunt, B. and Vincent, A. C. J. 2006. The use of marine organisms in traditional and allopathic medicine. In: Miththapala, S. (ed.), *Conserving medicinal species: Securing a healthy future*, Colombo, Sri Lanka: IUCN: Ecosystems and Livelihoods Group, Asia, p.64–75.
- Koldewey, H. J. and Martin-Smith, K. M. 2010. A global review of seahorse aquaculture. *Aquaculture*, 302 (3-4), p.131–152.
- Kuiter, R. H. 2000. *Seahorses, pipefishes and their relatives: a comprehensive guide to Syngnathiformes*. Chorleywood, UK: TMC Publishing.
- Lourie, S. A., Foster, S. J., Cooper, E. W. T. and Vincent, A. C. J. 2004. *A guide to the identification of seahorses*. Washington D.C., USA: Project Seahorse and TRAFFIC North America.
- Lourie, S. A., Green, D. M. and Vincent, A. C. J. 2005. Dispersal, habitat differences, and comparative phylogeography of southeast Asian seahorses (Syngnathidae: *Hippocampus*). *Molecular ecology*, 14 (4), p.1073–1094.
- Lourie, S. A., Stanley, H. F., Vincent, A. C. J., Hall, H. J., Pritchard, J. C. and Casey, S. P. 1999. *Seahorses: an identification guide to the world's species and their conservation*. London, UK.: Project Seahorse.
- Marcus, J. E., Samoilys, M. A., Meeuwig, J. J., Villongco, Z. A. D. and Vincent, A. C. J. 2007. Benthic status of near-shore fishing grounds in the central Philippines and associated seahorse densities. *Marine Pollution Bulletin*, 54 (9), p.1483–1494.
- Marine Aquarium Council. 2006. *Report on roving collectors: Case studies from Indonesia and the Philippines*. Makati City, Philippines: Marine Aquarium Market Transformation Initiative (MAMTI).
- Martin-Smith, K. M., Samoilys, M. A., Meeuwig, J. J. and Vincent, A. C. J. 2004. Collaborative development of management options for an artisanal fishery for seahorses in the central Philippines. *Ocean & Coastal Management*, 47 (3-4), p.165–193.
- Martin-Smith, K. M. and Vincent, A. C. J. 2005. Seahorse declines in the Derwent estuary, Tasmania in the absence of fishing pressure. *Biological Conservation*, 123 (4), p.533–545.
- Nadeau, J. L., Curtis, J. M. R. and Lourie, S. A. 2009. Preservation causes shrinkage in seahorses: implications for biological studies and for managing sustainable trade with minimum size limits. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19 (4), p.428–438.
- O'Donnell, K. P., Pajaro, M. G. and Vincent, A. C. J. 2010. How does the accuracy of fisher knowledge affect seahorse conservation status? *Animal Conservation*, 13 (6), p.526–533.
- Organe de Gestion CITES des Philippines. 2011. CITES Management Authority of the Philippines, pers. comm. to UNEP-WCMC, 01/10/2011.
- Philippines. 1998. *The Philippine fisheries code of 1998*.
- Project Seahorse. 2011. Project Seahorse *in litt.* to UNEP-WCMC, 28/10/2011.
- Project Seahorse. 2013. Project Seahorse *in litt.* to UNEP-WCMC, 08/08/2013.

- Roe, D. 2008. *Trading nature: a report, with case studies, on the contribution of wildlife trade management to sustainable livelihoods and the Millennium Development Goals*. Cambridge, UK: Traffic International and WWF International.
- Samoilys, M. A., Martin-Smith, K. M., Giles, B. G., Cabrera, B., Anticamara, J. A., Brunio, E. O. and Vincent, A. C. J. 2007. Effectiveness of five small Philippines' coral reef reserves for fish populations depends on site-specific factors, particularly enforcement history. *Biological Conservation*, 136 (4), p.584–601.
- Scales, H. 2010. Advances in the ecology, biogeography and conservation of seahorses (genus *Hippocampus*). *Progress in Physical Geography*, 34 (4), p.443–458.
- Short, F. T., Polidoro, B., Livingstone, S. R., Carpenter, K. E., Bandeira, S., Bujang, J. S., Calumpong, H. P., Carruthers, T. J. B., Coles, R. G., Dennison, W. C., Erfteimeijer, P. L. A., Fortes, M. D., Freeman, A. S., Jagtap, T. G., Kamal, A. H. M., Kendrick, G. A., Judson Kenworthy, W., La Nafie, Y. A., Nasution, I. M., Orth, R. J., Prathep, A., Sanciangco, J. C., Tussenbroek, B. Van, Vergara, S. G., Waycott, M. and Zieman, J. C. 2011. Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biological Conservation*, 144 (7), p.1961–1971.
- Thornhill, D. J. 2012. *Ecological impacts and practices of the coral reef wildlife trade*. Washington D.C., USA: Defenders of Wildlife.
- UNEP. 2004. *Seagrass in the South China Sea*. UNEP/GEF/SCS Technical Publication No. 3. Bangkok, Thailand: UNEP/GEF Regional Working Group on Seagrass.
- Vincent, A. C. J. 1996. *The international trade in seahorses*. Cambridge, UK: TRAFFIC International.
- Vincent, A. C. J., Foster, S. J. and Koldewey, H. J. 2011a. Conservation and management of seahorses and other Syngnathidae. *Journal of fish biology*, 78 (6), p.1681–1724.
- Vincent, A. C. J., Giles, B. G., Czembor, C. A. and Foster, S. J. 2011b. Trade in seahorses and other syngnathids in countries outside Asia (1998-2001). *Fisheries Centre Research Reports*, 19 (1).
- Vincent, A. C. J. and Koldewey, H. J. 2006. An uncertain future for seahorse aquaculture in conservation and economic contexts. In: *Proceedings of the Regional Technical Consultation on Stock Enhancement of Species Under International Concern*, 2006, Panay, Philippines: Southeast Asian Fisheries Development Center, p.71–84.
- Vincent, A. C. J., Meeuwig, J. J., Pajaro, M. G. and Perante, N. C. 2007. Characterizing a small-scale, data-poor, artisanal fishery: Seahorses in the central Philippines. *Fisheries Research*, 86 (2-3), p.207–215.
- Wabnitz, C., Taylor, M., Green, E. and Razak, T. 2003. *From ocean to aquarium: The global trade in marine ornamental species*. Cambridge, UK: UNEP-WCMC.
- Wiswedel, S. 2012. *Hippocampus barbouri*. IUCN 2012. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2012.2. [Online]. Available at: <http://www.iucnredlist.org> [Accessed: 20 May 2013].

Hippocampus histrix (Kaup, 1856) : Égypte, Philippines, Viêt Nam

Syngnathidae

Sélection pour l'Étude du Commerce Important

Lors de sa 25^{ème} réunion, le Comité pour les Animaux (CA) avait retenu *Hippocampus histrix* (tous les États de l'aire de répartition) pour l'ÉCI en tant qu'espèce prioritaire, conformément aux considérations exposées dans le document AC25 Doc 9.6 (AC25, Compte-rendu résumé). *H. histrix* avait été identifiée comme ayant atteint un seuil élevé de volume commercial pour une espèce mondialement menacée ou quasi-menacée en 2008 et en 2009 et ayant affiché une forte augmentation du commerce en 2009, par comparaison avec les niveaux de commerce moyens sur 2004-2008 (Annexe 2, AC25 Doc 9.6). Lors de la 26^{ème} réunion du CA, des réponses avaient été reçues depuis la Chine, l'Égypte, l'Indonésie, le Japon, la Malaisie, les Seychelles, le Tonga, la République unie de Tanzanie (ci-après "la Tanzanie") et les États-Unis d'Amérique (AC26 Doc. 12.3). L'Égypte, l'Inde, l'Île Maurice, les États fédérés de Micronésie (ci-après, "la Micronésie"), le Mozambique, la Papouasie-Nouvelle-Guinée, les Philippines, les Samoa, l'Afrique du Sud et le Viêt Nam avaient été conservés pour le processus (AC26, Compte-rendu résumé). Ultérieurement à la 26^{ème} réunion du CA, l'Inde, l'Île Maurice, la Micronésie, le Mozambique, la Papouasie-Nouvelle-Guinée, les Samoa et l'Afrique du Sud, vu l'absence de trafic commercial au long des dix dernières années, ont été éliminés du processus avec l'accord du CA, après l'avoir consulté.

A. Résumé

Vue d'ensemble des recommandations concernant *Hippocampus histrix*.

Aperçu général

État de l'aire de répartition	Catégorie provisoire	Résumé
		Espèce largement répandue, mais classée Vulnérable sur la Liste rouge de l'UICN par suite d'un déclin possible de la population.
Égypte	Moins préoccupante	Aucun commerce international notifié sur 2004-2012, et la présence de l'espèce dans le pays est contestée. Vu l'absence de commerce, elle est classée Moins préoccupante.
Philippines	Moins préoccupante	Les niveaux de commerce international reporté sont très faibles depuis 2004. La répartition de l'espèce est réduite et son statut assez mal connu. La capture et le commerce d'hippocampes sont interdits depuis 2004. Par conséquent, elle est classée Moins préoccupante.
Viêt Nam	Moins préoccupante	Aucun commerce international spécifique notifié sur 2004-2012, malgré des niveaux de commerce au niveau du genre, mais relativement faibles. L'exportation d'hippocampes sauvages est interdite tant qu'un ACNP n'aura pas été établi. L'état de la population de l'espèce est indéterminé, mais son abondance est probablement faible (par déduction). Vu l'absence de commerce, l'espèce est classée Moins préoccupante.

B. Aperçu de l'espèce

Remarque taxonomique : Le genre *Hippocampus* a fait l'objet de plusieurs remaniements, y compris concernant *H. histrix* (Lourie *et al.*, 1999b, 2004). Le nom *H. histrix* avait été utilisé pour pratiquement désigner toute espèce d'*Hippocampus* rencontrée dans l'Indopacifique, et cette espèce est parfois confondue avec *H. angustus*, *H. barbouri*, *H. jayakari* ou *H. spinosissimus* (Lourie *et al.*, 2004). Scales (2010) avait fait remarquer qu'*H. histrix* constituait l'un des plus grands défis de la taxonomie des hippocampes.

Biologie : *H. histrix* est rencontrée sur différents substrats, comme des éponges, des récifs rocheux et des coraux mous, mais surtout dans les herbiers marins (Kuitert, 2000 ; Lourie *et al.*, 2004). Cette espèce vit de préférence à des profondeurs d'entre 6 et 20 m (Lourie *et al.*, 2004), mais elle a aussi été rencontrée plus profond (Kuitert, 2000). La taille maximale enregistrée de cette espèce à l'âge adulte est de 17 cm (Lourie *et al.*, 2004).

Pour plus de détails concernant la biologie des *Hippocampus* spp., veuillez consulter la section "Biologie" d'*Hippocampus algiricus*.

Répartition générale et état de conservation :

L'aire de répartition de cette espèce (Figure 14) est l'une des plus vastes de toutes les espèces d'*Hippocampus* : on la rencontre à travers tout l'Indopacifique

(Lourie *et al.*, 2004). *H. histrix* est classée Vulnérable sur la

Liste rouge de l'UICN, compte tenu d'un déclin possible de la population, de plus de 30 p. cent (Wiswedel, 2012).

Menaces : L'exploitation directe, la prise incidente et la destruction de l'habitat – principalement les herbiers marins littoraux – (Short *et al.*, 2011) sont les plus graves menaces d'*H. histrix* (Vincent, 1996 ; Wiswedel, 2012). La prise incidente d'hippocampes, principalement au cours de la pêche de la crevette au chalut, était commune (Aish *et al.*, 2003). Les pressions sur certaines populations d'hippocampes valorisées par le commerce aquariophile de spécimens vivants étaient considérées substantielles (Hunt et Vincent, 2006 ; Vincent *et al.*, 2011).

Les caractéristiques biologiques des *Hippocampus* spp. en font des espèces susceptibles à la surpêche et inadaptées à la collecte intensive (Vincent, 1996 ; Foster et Vincent, 2004 ; Scales, 2010). Ces caractéristiques, en combinaison avec la pression halieutique, expliqueraient également le déclin substantiel des populations d'*Hippocampus* observé par les pêcheurs et les négociants du monde entier (Vincent, 1996). Cependant, Curtis *et al.* (2007) avaient découvert que la pêche démersale ne réduisait pas forcément les effectifs de toutes les espèces d'*Hippocampus*, et Martin-Smith et Vincent (2005) avaient eux aussi observé un déclin indépendant des pêcheries. D'après Vincent (1996), le niveau de collecte d'*Hippocampus* par des moyens de pêche traditionnels et sous forme de prise incidente était non-durable, les pêcheurs continuant de collecter des *Hippocampus* spp. bien que les populations aient diminué jusqu'à des niveaux critiqueusement faibles.

Vue d'ensemble concernant le commerce et la gestion : *H. histrix* figure à l'Annexe II de la CITES depuis le 15/05/2004.

En 2004, lors de sa 20^{ème} réunion, le CA avait recommandé une limite de taille minimale à 10 cm pour le commerce international de spécimens sauvages d'*Hippocampus* (Notification CITES 2004/033 ; Notification CITES 2005/014). D'aucuns s'étaient inquiétés de ce que cette limite pourrait ne pas protéger suffisamment l'ensemble des *Hippocampus* spp. de la

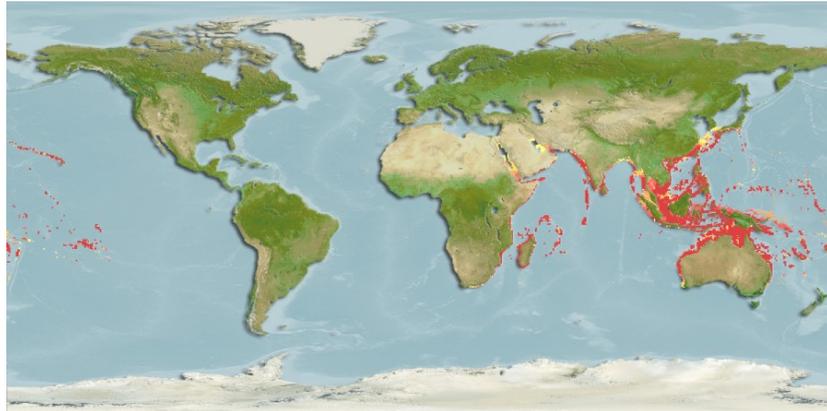


Figure 14. Répartition globale d'*Hippocampus histrix* (Source : AquaMaps, 2013).

surexploitation, plusieurs espèces atteignant leur maturité à une longueur supérieure à 10 cm (Foster et Vincent, 2005), et vu le rétrécissement des spécimens au séchage (Nadeau *et al.*, 2009). Curtis et Vincent (2008) avaient recommandé une limite de taille minimale conservatoire de 14 cm, en l'attente d'une évaluation socioéconomique et gestionnaire. Conformément à la Décision CITES Conf. 13.7 (Rev. CdP 16), aucun permis d'exportation ou de réexportation n'est requis jusqu'à quatre spécimens morts d'*Hippocampus* spp. par personne, à titre d'effets personnels ou à usage domestique.

La médecine chinoise traditionnelle (MTC) consommerait environ 95 p. cent des *Hippocampus* spp. du commerce (Vincent *et al.*, 2011), et Lee (2000) avait rencontré des *H. histrix* à la vente dans des établissements de MTC en République de Corée. Les *Hippocampus* spp. sont aussi commercialisées comme curiosités (séchées) et vivantes, pour les aquariums et les aquariophiles amateurs, mais *H. histrix* n'était pas considérée comme commune dans le commerce aquariophile (Lourie *et al.*, 2004).

Une bonne compréhension du cycle biologique et de l'écologie était jugée essentielle pour la gestion des *Hippocampus* spp. (Curtis *et al.*, 2007), et un dispositif solide de surveillance était requis pour évaluer les actions de protection (Martin-Smith et Vincent, 2005). Thornhill (2012) avait remarqué la difficulté à établir un ACNP pour les *Hippocampus* spp. vu le manque de données concernant la biologie des populations.

Koldewey et Martin-Smith (2010) pensaient que la demande d'*Hippocampus* spp. ne pouvait pas être satisfaite par l'aquaculture.

C. Étude pays par pays

ÉGYPTE

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Aucun enregistrement de la présence de cette espèce en Égypte n'était disponible. Toutefois, l'OG CITES d'Égypte (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a confirmé la présence d'*H. histrix* en mer Rouge, où elle est rencontrée dans des zones d'herbiers marins et, à un moindre degré, dans les récifs coralliens.

Lourie *et al.* (2004) avaient souligné la ressemblance entre *H. histrix* et *H. jayakari* – un autre hippocampe épineux également rencontré dans les eaux égyptiennes. Wiswedel (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) jugeait peu probable la présence d'*H. histrix* en mer Rouge, et pensait que les spécimens signalés comme *H. histrix* représentaient sans doute des *H. jayakari* mal identifiés ; il soulignait toutefois que cela ne pouvait être confirmé sans avoir observé les spécimens en question.

Tendances et état de la population : L'OG CITES égyptien considérait *H. histrix* comme l'hippocampe le plus commun en mer Rouge ; cette espèce était apparemment abondante et non menacée d'extinction, mais l'information disponible concernant son statut et les tendances de la population était jugée insuffisante (OG CITES d'Égypte, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Menaces : La contrebande, matérialisée par des confiscations de quantités considérables d'hippocampes au cours des trois dernières années, était considérée comme une menace possible pour les *Hippocampus* spp. (OG CITES d'Égypte, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Commerce : L'Égypte n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels CITES pour 2005, 2008, 2011 ni 2012, et n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *H. histrix*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, aucun commerce direct ou indirect d'*H. histrix* provenant d'Égypte n'avait été signalé sur 2002-2012. Toutefois, les pays importateurs avaient signalé de petites quantités de commerce d'*Hippocampus* renseignées au niveau du genre directement depuis l'Égypte en 2002 (40 spécimens sauvages vivants importés par le Royaume Uni à des fins commerciales) et en 2004 (trois corps saisis/confisqués importés par la Nouvelle-Zélande).

L'OG CITES égyptien avait signalé la confiscation de 189,5 kg d'hippocampes (toutes espèces confondues) à l'aéroport du Caire en 2013 (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), et une forte augmentation des confiscations entre 2011 (5,5 kg) et 2012 (75,6 kg), soit environ 2 000 et 28 000 spécimens, en appliquant un taux de conversion de 2,69 g/hippocampe, suivant les recommandations d'Evanson *et al.* (2011).

McPherson et Vincent (2011) considéraient problématique le manque d'information sur le commerce d'*Hippocampus* spp. depuis les pays africains. Les *Hippocampus* spp. provenant d'Égypte étaient principalement destinés à l'aquariophilie (McPherson et Vincent, 2011).

Gestion : La loi n° 124 sur la Pêche, la vie aquatique et l'aquaculture, de 1983, interdit la capture de poissons d'aquarium dans les eaux maritimes et l'utilisation de poison, de dynamite ou autre explosif (Égypte, 1983). Elle oblige aussi tout pêcheur à obtenir un permis de pêche (Égypte, 1983). D'après l'OG CITES égyptien, au cours des dix dernières années aucun permis d'exportation d'*H. histrix* n'avait été délivré (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Aucune mesure de gestion visant spécifiquement *H. histrix* n'était à l'œuvre en Égypte, mais cette espèce n'était apparemment pas collectée dans ce pays, ses habitats se trouvant généralement à l'intérieur de zones protégées où toute collecte de vie sauvage est interdite (OG CITES d'Égypte, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Il existe plusieurs AMP comportant des habitats adéquats pour *H. histrix* le long du littoral de la mer Rouge ; elles sont protégées par de plus de 300 gardes (OG CITES d'Égypte, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

PHILIPPINES

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence d'*H. histrix* aux Philippines avait été confirmée par Lourie *et al.* (2004), mais sa répartition à l'intérieur du pays était indéterminée (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Tendances et état de la population : Un déclin substantiel des *Hippocampus* spp. avait été signalé par les pêcheurs aux Philippines entre 1970 et 2003 (O'Donnell *et al.*, 2010), et Martin-Smith *et al.* (2004) et Vincent *et al.* (2007) en concluaient que les *Hippocampus* spp. étaient affectées par la surpêche dans ce pays. Aucune autre information n'était disponible concernant le statut local d'*H. histrix* (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) ni concernant les tendances de cette espèce aux Philippines.

Menaces : L'exploitation directe, la prise incidente et la destruction de l'habitat étaient considérées comme les plus graves menaces des *Hippocampus* spp. (Vincent, 1996). La prise incidente d'hippocampes, principalement au cours de la pêche de la crevette au chalut, était largement répandue (Aish *et al.*, 2003). Les pressions sur les populations concrètes d'hippocampes demandées par le commerce aquariophile de spécimens vivants étaient considérées substantielles (Hunt et Vincent, 2006 ; Vincent *et al.*, 2011).

Les caractéristiques biologiques des *Hippocampus* spp. en font des espèces susceptibles à la surpêche et inadaptées à la collecte intensive (Vincent, 1996 ; Foster et Vincent, 2004 ; Scales, 2010). Ces caractéristiques, en combinaison avec la pression halieutique, expliqueraient le

déclin substantiel des populations d'*Hippocampus* observé par les pêcheurs et les négociants du monde entier (Vincent, 1996) ; toutefois, Curtis *et al.* (2007) avaient découvert que la pêche démersale ne réduisait pas forcément les effectifs de toutes les *Hippocampus* spp., et Martin-Smith et Vincent (2005) avaient eux aussi observé un déclin indépendant des pêcheries. D'après Vincent (1996), le niveau de collecte d'*Hippocampus* par des moyens de pêche traditionnels et sous forme de prise incidente était non-durable, les pêcheurs continuant de collecter des *Hippocampus* spp. bien que les populations aient diminué jusqu'à des niveaux critiquement faibles.

Les sévères déclinés historiques des captures d'hippocampes suscitaient une inquiétude quant à la conservation des *Hippocampus* spp. aux Philippines (voir, par ex., Martin-Smith *et al.*, 2004 ; Vincent *et al.*, 2007 ; O'Donnell *et al.*, 2010). Les *Hippocampus* spp. étaient considérées vulnérables par suite du commerce à des fins de médecine traditionnelle, sous forme de curiosités et pour l'aquariophilie (Vincent, 1996), avec une prise incidente annuelle estimée d'*Hippocampus* spp. aux Philippines oscillant entre deux et six millions de spécimens (Pajaro, don. non publiées, in : Vincent *et al.*, 2011). Les spécimens étaient aussi directement ciblés par les plongeurs, (Martin-Smith *et al.*, 2004 ; Vincent *et al.*, 2007) et la destruction de l'habitat était considérée comme une menace (Vincent, 1996 ; Marcus *et al.*, 2007 ; Short *et al.*, 2011). L'habitat-clé de cette espèce, les herbiers marins (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), avait été dégradé à hauteur de 30 à 50 p. cent aux Philippines (PNUE, 2004), et Castro *et al.* (2006) avaient signalé que l'augmentation des activités humaines sur le littoral menaçait les plantes et les animaux marins.

Commerce : La plupart des *Hippocampus* spp. étaient réputées avoir été capturées sous forme de pêche artisanale (Vincent, 1997 ; Roe, 2008). Trois zones [Palawan (y compris Busuanga), les Visayas centrales (y compris Bohol, Cebu et Negros) et Mindanao (y compris Sulu et Tawi-Tawi, dans le sud des Philippines)] constituaient les principales sources de spécimens (Vincent, 1996).

Les Philippines n'avaient toujours pas transmis leurs rapports annuels CITES pour 2008 ni sur 2010-2012, n'avaient publié aucun quota d'exportation concernant *H. histrix*, ni n'avaient notifié aucune exportation d'*H. histrix* sur 2002-2012. Les importations directes depuis les Philippines sur 2002-2012 (d'après les pays importateurs) étaient constituées de corps, d'animaux vivants et de spécimens ; à l'exception d'une grande cargaison de corps de source inconnue en 2003, la totalité du commerce était constituée de spécimens sauvages (Tableau 1). Les États-Unis avaient aussi notifié l'importation de 36 corps saisis/confisqués en 2004-2005. L'Espagne avait importé les corps de source inconnue, et les États-Unis et l'Allemagne les spécimens restants. Aucune exportation indirecte d'*H. histrix* provenant des Philippines n'avait été signalée sur 2002-2012.

Tableau 1. Importations directes d'*Hippocampus histrix* depuis les Philippines, 2002-2011 (aucun commerce n'avait été notifié sur 2006-2010 ni en 2012). La totalité du commerce avait été notifiée par les pays importateurs ; aucune exportation n'avait été signalée par les Philippines (ce pays n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels pour 2008 ni sur 2010-2012). Cette espèce figure à l'Annexe II depuis le 15/05/2004.

Terme	Unité	Source	Finalité	2002	2003	2004	2005	2011	Total
corps	kg	W	T			10			10
		I	T			35	1		36
		U	T		4200				
vivants	-	W	T	2	1	26			29
spécimens	-	W	S					5	5

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Les pays importateurs avaient signalé des volumes importants de commerce d'*Hippocampus* enregistrés au niveau du genre depuis les Philippines ; cette information a déjà été résumée dans la section correspondante de *H. barbouri*.

Avant l'inscription des *Hippocampus* spp. à l'Annexe II de la CITES, les Philippines étaient considérées comme un pays très exportateur d'hippocampes (Wabnitz *et al.*, 2003 ; Evanson *et al.*, 2011 ; Project Seahorse *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2011), et des exportations de grandes quantités d'*Hippocampus* spp. avaient été signalées. D'après Vincent (1996), entre 1993 et 1995, les exportations annuelles de spécimens séchés d'*Hippocampus* spp. depuis les Philippines oscillaient entre 3,5 et 11 tonnes (env. 1,5-4,7 millions de spécimens), et celles de spécimens vivants dépassaient le demi-million de spécimens. Evanson *et al.* (2011) avaient estimé les volumes de spécimens séchés exportés annuellement depuis les Philippines entre 1998 et 2001 en appliquant un facteur de conversion de 3,33 g/hippocampe, ce qui représentait 245 000-365 000 spécimens (en se fondant sur les données des enquêtes sur les échanges commerciaux), pour chuter ensuite à environ 38 000 spécimens sur les deux années 2004-2005 (d'après les données CITES).

Gestion : Pour plus de détails concernant la gestion des *Hippocampus* spp. aux Philippines, veuillez consulter la section "Gestion" d'*Hippocampus barbouri*.

VIET NAM

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence d'*H. histrix* au Viêt Nam avait été confirmée par Lourie *et al.*, (1999a, 2004). Cette espèce était rencontrée dans le golfe du Tonkin, à Đà Nẵng (Viêt Nam central), à Bà Rịa-Vũng Tàu (sud du Viêt Nam), dans la mer de Kiên Giang (sud-ouest du Viêt Nam) (OG CITES du Viêt Nam, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) et dans la province de Khánh Hòa (sud-est du Viêt Nam) (Lourie *et al.* 1999a).

Tendances et état de la population : Giles *et al.* (2006) avaient informé que les débarquements d'*Hippocampus* spp. affichaient des différences de volumes en fonction de la géographie, les captures étant moins nombreuses dans le nord du Viêt Nam que dans le sud ; on ignorait si ces différences étaient imputables à des variations de l'abondance ou aux techniques de pêche employées. Les experts réunis à un atelier sur les hippocampes dans le pays étaient cependant d'avis que ce scénario reflétait la répartition des hippocampes (S. Foster, Project Seahorse, comm. pers. au Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Les débarquements d'*H. histrix* sous forme de prise incidente par la flottille côtière de pêche au chalut entre 1996 et 2000 étaient rare, et pourtant cette flottille opérait dans l'habitat préféré de cette espèce, ce qui tendrait à indiquer une faible abondance d'*H. histrix* au Viêt Nam (Meeuwig *et al.*, 2006). Des enquêtes sur les échanges commerciaux réalisées en 2011 à l'île de Phú Quốc ne reflétaient aucun commerce de cette espèce (Ut et Tam, 2012, in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). D'après l'OG CITES vietnamien (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), l'ensemble de la population vietnamienne d'*H. histrix* était inférieure à 10 000 spécimens matures. Cette estimation de population, également publiée dans le Livre rouge du Viêt Nam (Most, 2007, in Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), avait été mise en doute en mai 2013 par des experts locaux à l'occasion d'un atelier de

Project Seahorse axé sur la mise en œuvre des mesures CITES pour les hippocampes dans ce pays (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Cette espèce avait été classée vulnérable dans le Livre rouge vietnamien de 2007 (OG CITES du Viêt Nam, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), et la population subissait apparemment un déclin annuel de l'ordre de vingt p. cent (Most, 2007, in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Un déclin de la population et une diminution de la taille des spécimens d'*Hippocampus* avaient été inférés des données (Vincent, 1996), et des pêcheurs avaient confirmé des déclin de la disponibilité de spécimens de 1995 à 1999 (Giles *et al.* 2006). Des enquêtes sur le commerce réalisées en 2011 à l'île de Phú Quốc avaient révélé que des pêcheurs avaient observé des déclin de la disponibilité des hippocampes au cours des cinq ou dix années précédentes [avant 2011] (Ut et Tam, 2012, in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Le statut des populations d'*Hippocampus* au Viêt Nam était jugé assez mal connu (Giles *et al.*, 2006), et Project Seahorse (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) avait confirmé qu'aucune évaluation de l'état des populations d'hippocampes au Viêt Nam n'avait été entreprise à cette date.

Menaces : Selon l'OG CITES vietnamien (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), la surcollecte, la prise incidente et la destruction de l'habitat sont les plus graves menaces de l'espèce. Le chalutage non-sélectif serait la plus grave menace des *Hippocampus* spp. au Viêt Nam (Giles *et al.*, 2006), opinion partagée et confirmée par des experts vietnamiens à l'occasion d'un atelier sur les hippocampes dans le pays en 2013 (S. Foster, Project Seahorse, comm. pers. au Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Quatre-vingt-dix p. cent des pêcheries marines vietnamiennes étaient classées "artisanales" et opéraient dans les eaux proches du littoral (Tuan, 2003), lesquelles seraient fortement exploitées (Pomeroy *et al.*, 2009).

L'habitat-clé de cette espèce, les herbiers marins (Lourie *et al.*, 2004), aurait diminué de plus de 50 p. cent au cours des dix ou quinze dernières années, aussi bien en termes de distribution et de surface qu'en densité (Frouin *et al.*, 2012, in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Commerce : La plupart des *Hippocampus* spp. étaient réputées avoir été capturées sous forme de prise incidente au cours de la pêche au chalut, soit environ 6,5 tonnes (env. 2,3 millions de spécimens) par an, dans les cinq provinces côtières (Bạc Liêu, Kiên Giang, Bình Thuận, Cà Mau et Khánh Hòa) de 1995 à 1999 (Giles *et al.*, 2006). Une pêcherie à petite échelle ciblerait cette espèce pour le commerce de spécimens vivants (Giles *et al.*, 2006). Des interviews de pêcheurs et de négociants de 1995 à 1999 indiquaient que *H. histrix* représentait moins d'un p. cent de la composition des prises (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Le Viêt Nam est l'un des cinq principaux producteurs d'hippocampes séchés (Project Seahorse, don. non publiées in : Giles *et al.*, 2006). Bien qu'un commerce interne de "tonifiant à base d'hippocampe" ait été signalé (CdP 12 Prop. 37), la plupart des spécimens étaient officiellement exportés vers la Chine, "généralement en empruntant des canaux de commercialisation non-officiels et non-réglés" (Giles *et al.*, 2006). Cependant, l'information concernant la nature et la taille de ce commerce était jugée insuffisante (Giles *et al.*, 2006). D'après une enquête conduite en 1991 dans les provinces de Đà Nẵng et Bình Thuận, environ 13,3 kg d'*H. histrix* avaient été commercialisées localement à cette époque (OG CITES du Viêt Nam, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Le Viêt Nam avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2011, mais n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *H. histrix*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, aucun commerce direct ou indirect d'*H. histrix* provenant du Viêt Nam n'avait été signalé sur 2004-2012 ; l'Allemagne avait signalé l'importation de neuf spécimens sauvages vivants directement depuis le Viêt Nam à des fins commerciales en 2003, avant l'inscription de cette espèce. Cependant, les pays importateurs signalaient des volumes importants de commerce d'*Hippocampus* enregistrés au niveau du genre en

provenance du le Viêt Nam, dont une proportion considérable de saisies/confiscations (Tableau 2) ; le Viêt Nam n'avait par contre notifié aucun commerce au niveau du genre.

Tableau 2. Importations directes d'*Hippocampus* renseignées au niveau du genre (*Hippocampus* spp.) depuis le Viêt Nam, 2002-2011. (Aucun commerce n'avait été signalé pour 2012 ; le rapport annuel du Viêt Nam pour 2012 n'avait toujours pas été reçu). La totalité du commerce avait été notifiée par les pays importateurs ; aucune exportation n'avait été signalée par le Viêt Nam. Cette espèce figure à l'Annexe II depuis le 15/05/2004. (Quantités arrondies à la première décimale, le cas échéant). Aucun commerce d'*H. histrix* depuis le Viêt Nam n'avait été enregistré sur 2004-2011.

Terme	Unité	Source	Finalité	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total	
corps	kg	I	P								0,3		1,0	1,3	
			T								15		4,7		19,7
			-										1,0		1,0
	-	W	P				2	261	200			20			483
			T				686	104	55						845
		I	P				13	25	205	409	268	848	462		2230
			T				86	1	20	2	212	206	74	46	647
		-				3	164	26	1	34		22			250
		dérivés	kg	I	P									1,6	
	-					2,8	0,0								
-	W		P				2	23							25
			T				180	96							276
	I		P				720	12		358	153	6035	2387		9665
			T				21						38		59
-					12	11					12			35	
extrait	-		I	P								1		1	
vivants	-		W	T	10			405	500		75				990
				C					1720	300					
		F	T							800	300	100			1200
			-				6								

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Evanson *et al.* (2011) avaient estimé, en appliquant un facteur de conversion de 2,69 g/hippocampe, que les volumes d'hippocampes séchés (globaux) exportés annuellement depuis le Viêt Nam entre 1998 et 2001 représentaient de 540 000 à 610 000 spécimens (d'après les données des enquêtes sur les échanges commerciaux), avant de chuter à environ 147 000 spécimens par an sur 2004-2008 (d'après les données CITES).

Entre 1993 et 2003, les registres de commerce intérieur depuis Taïwan, PdC indiquaient des importations d'une moyenne annuelle de 36 000 (\pm 43 000) hippocampes depuis le Viêt Nam (conversion à partir du poids en kilogrammes, en appliquant un facteur de conversion de 350 hippocampes par kg), mais depuis 2004 ce pays semblait ne pas avoir exporté d'*Hippocampus* spp. autres que celles figurant dans la base de données CITES (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Alors que la consommation intérieure au Viêt Nam était auparavant réputée peu importante (Giles *et al.*, 2006), des observations dans plus de dix magasins vendant des hippocampes à Nha Trang en 2013 (S. Foster, comm. pers. au Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) ont révélé que le commerce intérieur pourrait être "plus important que ce que l'on croyait" (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Gestion : En 2011, l'OG CITES vietnamien avait confirmé que l'exportation d'hippocampes sauvages n'était pas et ne serait pas permise tant qu'un ACNP n'aurait pas été établi (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2011). La nécessité de telles évaluations dans les cinq années à venir avait été identifiée (OG CITES du Viêt Nam, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2011), mais en 2013 aucune évaluation de ce type n'avait été réalisée concernant *H. histrix*, et aucun permis d'exportation pour le commerce international n'avait été délivré (OG CITES du Viêt Nam, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Un atelier (rassemblant des représentants de autorités CITES, des autorités halieutiques et académiques, et des représentant de la

recherche gouvernementale et de l'industrie aquacole) convoqué par Project Seahorse s'était tenu au Viêt Nam en 2013 ; la mise en œuvre des mesures CITES pour les hippocampes avait suscité de nombreux débats, et les participants coïncidaient sur la nécessité de disposer de davantage de données sur la collecte de cette espèce dans ce pays (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

La collecte des *Hippocampus* spp. à l'intérieur du cœur des cinq Aires marines protégées (AMP) était en principe interdite, et il était envisagé d'augmenter le nombre d'AMP existantes (OG CITES du Viêt Nam, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2011). Cette espèce était couverte par les textes législatifs suivants (OG CITES du Viêt Nam, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) : le

- Décret gouvernemental n° 82/2006/ND-CP, du 10 août 2006 : *Gestion de l'exportation, de l'importation, de la réexportation et de l'introduction depuis la mer, du transit et de l'élevage* ; et la
- Circulaire n° 59/2010/TT-BNN, du 29 octobre 2010 : *Promulgation des Listes d'animaux et de plantes sauvages sous gestion CITES, du ministère de l'Agriculture et du développement rural (MARD)*.

Par ailleurs, la Directive n° 1/1998/CT-TTG et l'Article 6:6 de la loi sur la Pêche de 2003 interdisent l'utilisation d'explosifs, d'électricité et de poison pour la pêche (Viêt Nam, 2003). Cependant, Pomeroy *et al.* (2009) avaient signalé que ces méthodes étaient toutes trois monnaie courante dans certaines zones.

Rares sont les mesures de gestion jugées à même de mitiger les différentes pressions subies par les populations d'hippocampes ; parmi celles identifiées figurent les AMP et les fermetures saisonnières de la pêche dans les zones côtières de moins de 0,5 m de profondeur (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Cependant, la mise en œuvre et l'efficacité de ces mesures étaient indéterminées (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

D'après Pomeroy *et al.* (2009), la pêche illicite, non déclarée et non réglementée (INN) était un problème important au Viêt Nam, et Giles *et al.* (2006) considéraient que la régulation du commerce international n'aurait que peu d'impact sur la réduction du nombre de captures accessoires d'hippocampes, ou de leur commerce, au Viêt Nam.

Aucun programme de suivi spécifique à cette espèce n'était à l'œuvre (OG CITES du Viêt Nam, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Truong (1998) avait fait remarquer que l'élevage en captivité d'*H. histrix* dans ce pays était toujours un échec à l'époque.

D. Problèmes identifiés mais sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a)

Les rapports CITES annuels de l'Égypte pour 2005, 2008 et 2011 et ceux des Philippines pour 2008, 2010 et 2011 n'avaient toujours pas été transmis.

La prise incidente était considérée comme une menace majeure, et la pêche INN était considérée comme un problème au Viêt Nam.

La contrebande sévissait dans les trois pays.

La difficulté à identifier les *Hippocampus* au niveau de l'espèce était jugée poser problème pour le suivi du commerce d'espèces concrètes.

La commercialisation des *Hippocampus* spp. étant renseignée au niveau du genre, cela complique le suivi du commerce portant sur des espèces concrètes. Par ailleurs, le mélange des unités (nombre de spécimens et poids, en kg) dans les rapports complique également l'estimation du nombre total de spécimens dans le commerce international.

E. Bibliographie

- Aish, A., Trent, S. and Williams, J. 2003. *Squandering the seas: How shrimp trawling is threatening ecological integrity and food security around the world*. London, UK: Environmental Justice Foundation.
- AquaMaps. 2013. *Computer Generated Native Distribution Map for Hippocampus histrix (Thorny seahorse), version of Aug. 2013*. [Online]. Available at: www.aquamaps.org [Accessed: 2 September 2013].
- Castro, J., Magbanua, F. and D'Agnes, L. 2006. *Integrated approach contributes to MDG in the Philippines*. Makati City, Philippines: PATH Foundation Philippines Inc.
- Curtis, J. M. R., Ribeiro, J., Erzini, K. and Vincent, A. C. J. 2007. A conservation trade-off? Interspecific differences in seahorse responses to experimental changes in fishing effort. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Systems*, 17, p.468–484.
- Curtis, J. M. R. and Vincent, A. C. J. 2008. Use of population viability analysis to evaluate CITES trade-management options for threatened marine fishes. *Conservation Biology*, 22 (5), p.1225–1232.
- Egypt. 1983. *Act No. 124 of 1983 on fishing, aquatic life and the regulation of fish farms*.
- Evanson, M., Foster, S. J., Wiswedel, S. and Vincent, A. C. J. 2011. Tracking the international trade of seahorses (*Hippocampus* species). *Fisheries Centre Research Reports*, 19 (2).
- Foster, S. J. and Vincent, A. C. J. 2004. Life history and ecology of seahorses: implications for conservation and management. *Journal of Fish Biology*, 65 (1), p.1–61.
- Foster, S. J. and Vincent, A. C. J. 2005. Enhancing sustainability of the international trade in seahorses with a single minimum size limit. *Conservation Biology*, 19 (4), p.1044–1050.
- Frouin, R. J., Ebuchi, N., Pan, D. and Saino, T. 2012. Remote sensing of the marine environment II. In: *Series Proceedings of SPIE, 31 October - 1 November 2012, Kyoto, Japan*, Bellingham, USA: Asia-Pacific Remote Sensing.
- Giles, B. G., Ky, T. S., Hoang, D. H. and Vincent, A. C. J. 2006. The catch and trade of seahorses in Vietnam. *Biodiversity and Conservation*, 15 (8), p.2497–2513.
- Hunt, B. and Vincent, A. C. J. 2006. The use of marine organisms in traditional and allopathic medicine. In: Miththapala, S. (ed.), *Conserving medicinal species: Securing a healthy future*, Colombo, Sri Lanka: IUCN: Ecosystems and Livelihoods Group, Asia, p.64–75.
- Koldewey, H. J. and Martin-Smith, K. M. 2010. A global review of seahorse aquaculture. *Aquaculture*, 302 (3-4), p.131–152.
- Kuiter, R. H. 2000. *Seahorses, pipefishes and their relatives: a comprehensive guide to Syngnathiformes*. Chorleywood, UK: TMC Publishing.
- Lee, Y.-J. 2000. The state of seahorses as herbs in Korean oriental medicine. In: Moreau, M.-A., Hall, H. J. and Vincent, A. C. J. (eds.), *Proceedings of the First International Workshop on the Management and Culture of Marine Species Used in Traditional Medicines, July 4-9 1998, Cebu City, Philippines, 2000*, Montreal, Canada: Project Seahorse.
- Lourie, S. A., Foster, S. J., Cooper, E. W. T. and Vincent, A. C. J. 2004. *A guide to the identification of seahorses*. Washington D.C., USA: Project Seahorse and TRAFFIC North America.
- Lourie, S. A., Pritchard, J. C., Casey, S. P., Truong, A. K., Hall, H. J. and Vincent, A. C. J. 1999a. The taxonomy of Vietnam's exploited seahorses (family Syngnathidae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 66, p.231–256.
- Lourie, S. A., Stanley, H. F., Vincent, A. C. J., Hall, H. J., Pritchard, J. C. and Casey, S. P. 1999b. *Seahorses: an identification guide to the world's species and their conservation*. London, UK.: Project Seahorse.
- Marcus, J. E., Samoily, M. A., Meeuwig, J. J., Villongco, Z. A. D. and Vincent, A. C. J. 2007. Benthic status of near-shore fishing grounds in the central Philippines and associated seahorse densities. *Marine Pollution Bulletin*, 54 (9), p.1483–1494.
- Martin-Smith, K. M., Samoily, M. A., Meeuwig, J. J. and Vincent, A. C. J. 2004. Collaborative development of management options for an artisanal fishery for seahorses in the central Philippines. *Ocean & Coastal Management*, 47 (3-4), p.165–193.
- Martin-Smith, K. M. and Vincent, A. C. J. 2005. Seahorse declines in the Derwent estuary, Tasmania in the absence of fishing pressure. *Biological Conservation*, 123 (4), p.533–545.
- McPherson, J. M. and Vincent, A. C. J. 2011. Trade in seahorses and other syngnathids in Africa. In: Vincent, A. C. J., Giles, B. G., Czembor, C. A. and Foster, S. J. (eds.), *Trade in seahorses and other syngnathids in countries outside Asia (1998-2001)*. *Fisheries Centre Research Reports* 19(1), p.7–38.

- Meeuwig, J. J., Hoang, D. H., Ky, T. S., Job, S. D. and Vincent, A. C. J. 2006. Quantifying non-target seahorse fisheries in central Vietnam. *Fisheries Research*, 81 (2-3), p.149–157.
- Most. 2007. *Red Book of Vietnam: Part 1 Animal*. Hanoi, Viet Nam: Science and technique publishing house.
- Nadeau, J. L., Curtis, J. M. R. and Lourie, S. A. 2009. Preservation causes shrinkage in seahorses: implications for biological studies and for managing sustainable trade with minimum size limits. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19 (4), p.428–438.
- O'Donnell, K. P., Pajaro, M. G. and Vincent, A. C. J. 2010. How does the accuracy of fisher knowledge affect seahorse conservation status? *Animal Conservation*, 13 (6), p.526–533.
- Organe de Gestion CITES d'Égypte. 2013. CITES Management Authority of Egypt, *in litt.* to UNEP-WCMC, 15/07/2013.
- Organe de Gestion CITES du Viêt Nam. 2011. CITES Management Authority of Viet Nam, pers. comm. to UNEP-WCMC, 12/10/2011.
- Organe de Gestion CITES du Viêt Nam. 2013. CITES Management Authority of Viet Nam, pers. comm. to UNEP-WCMC, 04/03/2013.
- Pomeroy, R., Thi Nguyen, K. A. and Thong, H. X. 2009. Small-scale marine fisheries policy in Vietnam. *Marine Policy*, 33 (2), p.419–428.
- Project Seahorse. 2011. Project Seahorse *in litt.* to UNEP-WCMC, 28/10/2011.
- Project Seahorse. 2013. Project Seahorse *in litt.* to UNEP-WCMC, 08/08/2013.
- Roe, D. 2008. *Trading nature: a report, with case studies, on the contribution of wildlife trade management to sustainable livelihoods and the Millennium Development Goals*. Cambridge, UK: Traffic International and WWF International.
- Scales, H. 2010. Advances in the ecology, biogeography and conservation of seahorses (genus *Hippocampus*). *Progress in Physical Geography*, 34 (4), p.443–458.
- Short, F. T., Polidoro, B., Livingstone, S. R., Carpenter, K. E., Bandeira, S., Bujang, J. S., Calumpong, H. P., Carruthers, T. J. B., Coles, R. G., Dennison, W. C., Erftemeijer, P. L. A., Fortes, M. D., Freeman, A. S., Jagtap, T. G., Kamal, A. H. M., Kendrick, G. A., Judson Kenworthy, W., La Nafie, Y. A., Nasution, I. M., Orth, R. J., Prathep, A., Sanciangco, J. C., Tussenbroek, B. Van, Vergara, S. G., Waycott, M. and Ziemann, J. C. 2011. Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biological Conservation*, 144 (7), p.1961–1971.
- Thornhill, D. J. 2012. *Ecological impacts and practices of the coral reef wildlife trade*. Washington D.C., USA: Defenders of Wildlife.
- Truong, S. K. 1998. Prospects for community-based seahorse aquaculture in Vietnam. In: Morton, B. (ed.), *Proceedings of the Third International Conference on the Marine Biology of the South China Sea. Hong Kong, 28 October - 1 November 1996*, Hong Kong, China: Hong Kong University Press.
- Tuan, L. Q. 2003. *Country case study: Trade in fisheries and human development, Vietnam*. Hanoi, Viet Nam: UNDP Asia Pacific Regional Initiative on Trade, Economic Governance, and Human Development.
- UNEP. 2004. *Seagrass in the South China Sea. UNEP/GEF/SCS Technical Publication No. 3*. Bangkok, Thailand: UNEP/GEF Regional Working Group on Seagrass.
- Ut, V. N. and Tam, T. C. 2012. *Species composition and fishing status of seahorse (Hippocampus spp.) in Phu Quoc Island, Vietnam. Paper presented at the Bien Dong 2012 Conference, Nha Trang, 12-14/09/2012*.
- Viet Nam. 2003. *Fisheries law No. 17/2003/ql 11*.
- Vincent, A. C. J. 1996. *The international trade in seahorses*. Cambridge, UK: TRAFFIC International.
- Vincent, A. C. J. 1997. Sustainability of seahorse fishing. In: *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium, Panama, 1996*, Washington D.C., USA: Smithsonian Tropical Research Institute, p.2045–2050.
- Vincent, A. C. J., Foster, S. J. and Koldewey, H. J. 2011. Conservation and management of seahorses and other Syngnathidae. *Journal of fish biology*, 78 (6), p.1681–1724.
- Vincent, A. C. J. and Koldewey, H. J. 2006. An uncertain future for seahorse aquaculture in conservation and economic contexts. In: *Proceedings of the Regional Technical Consultation on Stock Enhancement of Species Under International Concern, 2006*, Panay, Philippines: Southeast Asian Fisheries Development Center, p.71–84.

Hippocampus histrix

- Vincent, A. C. J., Meeuwig, J. J., Pajaro, M. G. and Perante, N. C. 2007. Characterizing a small-scale, data-poor, artisanal fishery: Seahorses in the central Philippines. *Fisheries Research*, 86 (2-3), p.207-215.
- Wabnitz, C., Taylor, M., Green, E. and Razak, T. 2003. *From ocean to aquarium: The global trade in marine ornamental species*. Cambridge, UK: UNEP-WCMC.
- Wiswedel, S. 2012. *Hippocampus histrix*. IUCN 2012. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2*. [Online]. Available at: www.iucnredlist.org [Accessed: 24 May 2013].
- Wiswedel, S. 2013. Stefan Wiswedel (Project Seahorse) pers. comm. to UNEP-WCMC, 19/07/2013.

Hippocampus trimaculatus (Leach, 1814) : Singapour, Thaïlande, Viêt Nam

Syngnathidae

Sélection pour l'Étude du Commerce Important

Lors de sa 25^{ème} réunion, le Comité pour les Animaux (CA) avait retenu *Hippocampus trimaculatus* (tous les États de l'aire de répartition) pour l'ÉCI en tant qu'espèce prioritaire, conformément aux considérations exposées dans le document AC25 Doc 9.6 (AC25, Compte-rendu résumé). *H. trimaculatus* a été identifiée comme ayant atteint un seuil élevé de volume commercial pour une espèce mondialement menacée ou quasi-menacée en 2008 et en 2009, et qui affichait une forte augmentation du commerce en 2009, par comparaison avec les niveaux de commerce moyens sur 2004-2008 (Annexe 2, AC25 Doc 9.6). À la 26^{ème} réunion du CA, des réponses avaient été reçues de la part de l'Australie, de la Chine, de l'Indonésie, du Japon, de la Malaisie et du Myanmar (AC26 Doc. 12.3). Le Cambodge, l'Inde, les Philippines, Singapour, l'Afrique du Sud, la Thaïlande et le Viêt Nam ont été retenus pour cette étude (AC26, Compte-rendu résumé). Ultérieurement à la 26^{ème} réunion du CA, le Cambodge, l'Inde, les Philippines et l'Afrique du Sud, vu l'absence de trafic commercial au long des dix dernières années, ont été éliminés du processus avec l'accord du CA, après l'avoir consulté.

A. Résumé

Vue d'ensemble des recommandations concernant *Hippocampus trimaculatus*.

Aperçu général

Espèce classée Vulnérable sur la Liste rouge de l'UICN en se fondant sur le déclin observé de la population.		
État de l'aire de répartition	Catégorie provisoire	Résumé
Singapour	Moins préoccupante	Aucun commerce international n'avait été notifié sur 2004-2012, et l'état de la population est indéterminé. Vu l'absence de commerce, l'espèce est classée Moins préoccupante.
Thaïlande	Espèce dont il faut se préoccuper en urgence	Niveaux de commerce importants concernant des corps "sauvages" sur 2002-2011. L'espèce est classée Vulnérable au niveau national, ses populations étant réputées en déclin. Les bases pour l'établissement d'un ACNP sont indéterminées. Par conséquent, elle est classée Espèce dont il faut se préoccuper en urgence.
Viêt Nam	Moins préoccupante	Pratiquement aucun commerce international notifié pendant la période 2002-2012, mais des niveaux de commerce relativement importants au niveau du genre. L'exportation d'hippocampes sauvages est interdite tant qu'un ACNP n'aura pas été établi. L'espèce est classée Menacée au niveau national. Vu l'absence virtuelle de commerce, elle est classée Moins préoccupante.

B. Aperçu de l'espèce

Remarque taxonomique : Le genre *Hippocampus* a fait l'objet de plusieurs remaniements, y compris concernant *H. trimaculatus* (Lourie *et al.*, 1999b, 2004). Cette espèce est parfois confondue avec *H. fisheri* et *H. zebra* (Lourie *et al.*, 2004).

Biologie : *H. trimaculatus* est rencontrée en habitats à fond meuble (sable, gravier ou vase), en eaux relativement profondes, entre 10 et 100 m (Lourie *et al.*, 1999b ; Scales, 2010). La taille maximale enregistrée à l'âge adulte de cette espèce est de 17 cm (Lourie *et al.*, 2004).

Pour plus de détails concernant la biologie des *Hippocampus* spp., veuillez consulter la section "Biologie" d'*Hippocampus algiricus*.

Répartition générale et état de conservation : *H. trimaculatus* est rencontrée dans les eaux de l'Asie du sud-ouest et de l'Australie (Project Seahorse, 2003) (Figure 15), mais des rapports signalant sa présence dans les eaux australiennes pourraient se référer à une autre espèce (Lourie *et al.* 1999 ; Lourie et Vincent, 2004). La dispersion potentielle d'*H. trimaculatus* semblait relativement importante (Lourie *et al.*, 2005).

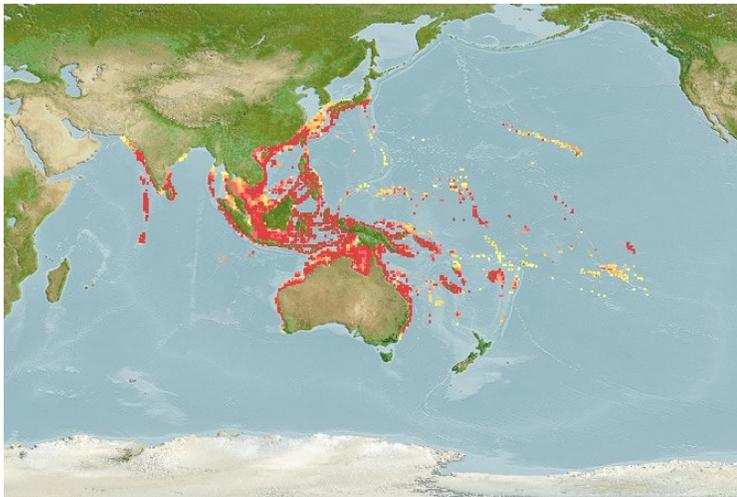


Figure 15. Répartition globale d'*Hippocampus trimaculatus*
(Source : AquaMaps, 2013).

H. trimaculatus était une espèce classée Vulnérable sur la Liste rouge de l'UICN en se fondant sur le déclin observé de la population, supérieur à 30 p. cent (Project Seahorse, 2003). Une mise à jour de l'évaluation de la Liste rouge pour cette espèce est en cours de réalisation par Project Seahorse (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Le déclin des populations semble se poursuivre (Project Seahorse, données non publiées, in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) d'après une preuve déduite des analyses des données CITES sur le commerce d'hippocampes (Evanson *et al.*, 2011) et des enquêtes sur les échanges commerciaux en Asie du sud-est (Giles *et al.* 2006 ; Perry *et al.* 2010 ; Project Seahorse et Département de la Pêche de Thaïlande, données non publiées in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Menaces : L'exploitation directe, la prise incidente et la destruction de l'habitat sont les plus graves menaces d'*H. trimaculatus* (Vincent, 1996 ; Project Seahorse, 2003). La prise incidente d'hippocampes, principalement au cours de la pêche de la crevette au chalut, était commune (Aish *et al.*, 2003). Les pressions sur certaines populations d'hippocampes ciblées par le commerce aquariophile de spécimens vivants étaient considérées substantielles (Hunt et Vincent, 2006 ; Vincent *et al.*, 2011). D'après Murugan *et al.* (2009), *H. trimaculatus* était l'une des plus importantes espèces en Médecine chinoise traditionnelle (MTC) ; par contre, ses couleurs ternes la rendent peu attractive pour le commerce aquariophile.

Les caractéristiques biologiques des *Hippocampus* spp. en font des espèces susceptibles à la surpêche et inadaptées à la collecte intensive (Vincent, 1996 ; Foster et Vincent, 2004 ; Scales, 2010). Ces caractéristiques, en combinaison avec la pression halieutique, expliqueraient également le déclin substantiel des populations d'*Hippocampus* observé par les pêcheurs et les négociants du monde entier (Vincent, 1996) ; toutefois, Curtis *et al.* (2007) avaient découvert que la pêche démersale ne réduisait pas forcément les effectifs de toutes les espèces d'hippocampes ; Martin-Smith et Vincent (2005) avaient également observé un déclin indépendant des pêcheries. D'après Vincent (1996), le niveau de collecte

d'*Hippocampus* par des moyens de pêche traditionnels et sous forme de prise incidente était non-durable, les pêcheurs continuant de collecter des *Hippocampus* spp. bien que les populations aient diminué jusqu'à des niveaux critiqueusement faibles.

Vue d'ensemble concernant le commerce et la gestion : *H. trimaculatus* figure à l'Annexe II de la CITES depuis le 15/05/2004.

En 2004, lors de sa 20^{ème} réunion, le CA avait recommandé une limite de taille minimale à 10 cm pour le commerce international de spécimens sauvages d'*Hippocampus* (Notification CITES 2004/033 ; Notification CITES 2005/014). D'aucuns s'étaient inquiétés de ce que cette limite pourrait ne pas protéger suffisamment l'ensemble des *Hippocampus* spp. de la surexploitation, plusieurs espèces atteignant leur maturité à une longueur supérieure à 10 cm (Foster et Vincent, 2005), et vu le rétrécissement des spécimens au séchage (Nadeau *et al.*, 2009). Curtis et Vincent (2008) avaient recommandé une limite de taille minimale conservatoire de 14 cm, en l'attente d'une évaluation socioéconomique et gestionnaire. Conformément à la Décision CITES Conf. 13.7 (Rev. CdP 16), aucun permis d'exportation ou de réexportation n'est requis jusqu'à quatre spécimens morts d'*Hippocampus* spp. par personne, à titre d'effets personnels ou à usage domestique.

La MTC consommerait environ 95 p. cent des *Hippocampus* spp. du commerce (Vincent *et al.*, 2011). Les *Hippocampus* spp. sont aussi commercialisées comme curiosités (séchées) et vivantes, pour les aquariums et les aquariophiles amateurs (Lourie *et al.*, 2004). *H. trimaculatus* était l'espèce la plus commercialisée à travers le monde, avec un volume annuel estimé de 1,2-2,5 millions de spécimens entre 2004 et 2008 (Evanson *et al.*, 2011).

Une bonne compréhension du cycle biologique et de l'écologie était considérée essentielle pour la gestion des *Hippocampus* spp. (Curtis *et al.*, 2007), et un dispositif solide de surveillance était requis pour évaluer les actions de protection (Martin-Smith et Vincent, 2005). Thornhill (2012) avait remarqué la difficulté à établir un ACNP pour les *Hippocampus* spp. vu le manque de données concernant la biologie des populations.

H. trimaculatus était considérée être appropriée pour l'aquaculture (Murugan *et al.*, 2009 ; Koldewey et Martin-Smith, 2010), mais d'après Koldewey et Martin-Smith (2010) la demande d'*Hippocampus* spp. ne pouvait pas être satisfaite par l'aquaculture.

C. Étude pays par pays

SINGAPOUR

Distribution dans l'État de répartition : La présence d'*H. trimaculatus* à Singapour avait été confirmée par Lourie *et al.* (2004), mais sa répartition à l'intérieur du pays est inconnue (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Les enquêtes sur *H. kuda* réalisées par les scientifiques du National Parks Board n'avaient pas révélé la présence d'*H. trimaculatus* (C. Tong, comm. pers. au Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Tendances et état de la population : L'AS CITES de Singapour (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé que le dernier enregistrement d'*H. trimaculatus* depuis Singapour datait de 1934, mais que l'on ignorait si cela était dû à la rareté de cette espèce ou à sa préférence pour des eaux plus profondes, hors d'atteinte des plongeurs sous-marins.

Les tendances locales sont inconnues, et aucune autre information concernant son statut local n'était disponible (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Menaces : La perte d'habitat due à l'aménagement du littoral constituerait la principale menace des *Hippocampus* spp. à Singapour (National Parks Board, 2010 ; AS CITES de Singapour, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2011). L'impact du commerce pour la MTC et

l'aquariophilie était aussi jugé substantiel (AS CITES de Singapour, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Commerce : En 1998-2001, quelques négociants semblaient se fournir au niveau local (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2011), mais des enquêtes sur les échanges commerciaux réalisés de 1999 à 2000 avaient révélé que les hippocampes, vivants ou séchés, étaient principalement fournis depuis l'étranger (Evanson *et al.* 2011). Avant l'inscription des *Hippocampus* spp. sur la liste CITES, Singapour jouait un rôle majeur en termes d'importations et de réexportations à des fins commerciales (Wabnitz *et al.*, 2003) : ses importations annuelles atteignaient environ 1,7 millions d'hippocampes, provenant principalement de l'Inde, et ses (ré-)exportations 75 000-743 000 hippocampes, principalement à destination de la RAS de Hong Kong (Evanson *et al.* 2011). Il n'avait pas été possible de déterminer si les exportations avaient décliné à la suite de l'inscription des *Hippocampus* spp. sur la liste CITES, ou si cette réduction apparente était due à des enregistrements commerciaux inexacts entre ces deux dates (Evanson *et al.* 2011).

Singapour avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2011, mais n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *H. trimaculatus*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, aucun commerce direct ou indirect d'*H. trimaculatus* provenant de Singapour n'avait été signalé sur 2002-2012. Les pays importateurs avaient communiqué de petites quantités de commerce d'*Hippocampus* renseignées au niveau du genre directement depuis Singapour en 2002 (145 spécimens sauvages vivants, à des fins commerciales), en 2004 (dix spécimens vivants, sans mention de source ni de finalité) et en 2010 (seize corps saisis/confisqués) ; Singapour n'avait notifié aucun commerce au niveau du genre.

Les données enregistrées concernant les recensements et statistiques non-CITES de la RAS de Hong Kong de 1998 à 2010 faisaient état d'importations moyennes annuelles d'environ 157 000 (\pm 161 000) hippocampes notifiées au niveau du genre depuis Singapour (Hong Kong CSD, non daté, in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Ce commerce était jugé représenter les réexportations depuis Singapour (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

H. trimaculatus n'était apparemment pas observée dans le commerce local (AS CITES de Singapour, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), bien que l'AS CITES de Singapour (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2011) ait confirmé qu'un total de 277 spécimens d'*Hippocampus* spp. illicitement commercialisés originaires d'Indonésie et de Chine avaient été saisis sur 2008-2010.

Gestion : La Section 5 de la loi sur les Animaux et les oiseaux sauvages, de 1965 (Rév. 2000), (Chapitre 351), interdit la mise à mort, la capture et la détention en captivité de tout oiseau ou animal sauvage sans licence (Singapour, 1965) ; cependant, aucun permis de ce type n'avait été délivré "depuis de longues années" (Lye, 2008). La loi sur l'importation/exportation d'espèces menacées, de 2006, interdit tout commerce sans permis d'animaux menacés (Singapour, 2006 ; AS CITES de Singapour, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2011). La loi sur la Pêche de 1969 interdisait l'utilisation d'explosifs, de poison ou de chaluts pour capturer le poisson (Singapour, 1969).

L'AS CITES de Singapour (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2011) avait confirmé qu'aucun permis CITES concernant des *Hippocampus* spp. de source locale n'avait été délivré, qu'aucune collecte à des fins commerciales d'*Hippocampus* spp. n'était à l'œuvre, et qu'il n'y avait par conséquent pas lieu d'établir un ACNP. Apparemment, aucune mesure de suivi ou de gestion spécifique à l'espèce n'était à l'œuvre (AS CITES de Singapour, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Des scientifiques dépendant du National Parks Board réaliseraient des enquêtes sur les hippocampes, quoique principalement axées sur *H. kuda*, et non sur

H. trimaculatus (C. Tong, comm. pers. au Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) ; on ne connaissait aucune autre action de gestion axée sur les hippocampes (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

L'AS CITES de Singapour (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2011) avait fait remarquer que les *Hippocampus* spp. étaient élevées avec succès en captivité à Singapour.

THAÏLANDE

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence d'*H. trimaculatus* en Thaïlande avait été confirmée par Lourie *et al.* (2004) et Perry *et al.* (2010). Cette espèce avait été signalée dans le golfe de Thaïlande et en mer d'Adaman (OG CITES de Thaïlande, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Cette espèce avait été rencontrée à des profondeurs de 12 à 42 m au cours des relevés expérimentaux par chalutage réalisés par le Département thaïlandais de la pêche, à une profondeur moyenne de 15 m (Phoonsawat *et al.*, 2012, in Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Tendances et état de la population : La prise incidente des *Hippocampus* spp. était plus fréquente dans la partie sud de la Thaïlande, suivie des côtes centrales et orientales (Perry *et al.*, 2010). *H. trimaculatus* faisait partie des espèces les plus fréquemment prises accessoirement ou accidentellement aussi bien dans le golfe de Thaïlande qu'en mer d'Andaman (OG CITES de Thaïlande, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). D'après le Département thaïlandais de la Pêche, la biomasse totale des *Hippocampus* spp. en eaux thaïlandaises avoisinait les 9,6 tonnes, en se fondant sur les relevés expérimentaux par chalutage (Phoonsawat *et al.*, 2012, in Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

En 2005, cette espèce avait été classée Vulnérable dans le Livre rouge thaïlandais (Vidthayanon, 2005). Des déclin des populations d'hippocampes avaient été signalés par les pêcheurs dès la fin des années 1990 (Perry *et al.*, 2010) ; plus récemment, au cours des enquêtes sur les échanges commerciaux en 2013, 98 pêcheurs interviewés sur 132 avaient remarqué des déclin (Project Seahorse et Thai DoF, données non publiées in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Menaces : En Thaïlande, les *Hippocampus* spp. étaient menacées par les altérations de l'habitat, la prise incidente, les espèces invasives et le commerce pour la médecine traditionnelle (OG CITES de Thaïlande, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2011). La surpêche était considérée comme la principale cause du déclin de la population (Vincent, 1996), la prise incidente annuelle d'*Hippocampus* spp. étant estimée à 2,1 millions de spécimens (Anon. 2001, in : Perry *et al.*, 2010). La pêche des *Hippocampus* spp. avait généralement lieu pendant la période de non-mousson, d'octobre à février, laquelle pourrait coïncider avec la saison de reproduction de nombreuses espèces (Vincent, 1996).

Commerce : La Thaïlande était considérée comme l'un des plus importants pays exportateurs d'hippocampes au niveau mondial, voire le principal (Perry *et al.*, 2010 ; Evanson *et al.*, 2011 ; Vincent *et al.*, 2011). Vers le milieu des années 1990, l'estimation des exportations annuelles de ce pays était de 15 tonnes (env. 4,5 millions de spécimens) de spécimens séchés d'*Hippocampus* (Vincent, 1996). Il existait des écarts significatifs entre les volumes d'exportation notifiés par la Thaïlande et les volumes d'importations communiqués par les autres pays pendant les années 1990 (Perry *et al.*, 2010). Le commerce intérieur d'*Hippocampus* spp. était également jugé substantiel (Perry *et al.*, 2010). Les volumes annuel de débarquement des captures à la fin des années 1990 étaient estimés à 2,1 millions d'hippocampes, dont *H. trimaculatus* (Perry *et al.*, 2010). Des enquêtes sur les échanges commerciaux réalisées en 2012-2013 reflétaient des taux de capture similaires. Bien que les volumes totaux soient indéterminés (Project Seahorse et Thai DoF, données non publiées in :

Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), *H. trimaculatus* est sans doute l'espèce la plus souvent rencontrée dans le commerce thaïlandais (Project Seahorse et Thai DoF, données non publiées ; Laksanawimol, Université de Kasetsart, données non publiées in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Un faible commerce intérieur d'hippocampes vivants, dont *H. trimaculatus*, avait aussi été signalé (Laksanawimol, Université de Kasetsart, données non publiées in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Les spécimens d'*H. trimaculatus* trouvés dans le commerce provenaient principalement de la prise incidente au cours de la pêche de la crevette au chalut et de quelques autres pêcheries, bien qu'une pêcherie à petite échelle ciblerait également cette espèce pour le commerce de spécimens vivants (Perry *et al.* 2010 ; Project Seahorse et Thai DoF, données non publiées ; Laksanawimol, Université de Kasetsart, données non publiées in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Les hippocampes étaient d'abord achetés par un nombre réduit d'acheteurs locaux avant d'être revendus à des grossistes et à des exportateurs, principalement à Bangkok, Ranong, et Surat Thani (Project Seahorse et Thai DoF, données non publiées in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). La plupart étaient par la suite exportés vers la RAS de Hong Kong, Taïwan-PdC ou la Chine continentale (Perry *et al.* 2010 ; Project Seahorse et Thai DoF, données non publiées ; Laksanawimol, Université de Kasetsart, données non publiées in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

La Thaïlande avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2011, mais n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *H. trimaculatus*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, les exportations directes d'*H. trimaculatus* depuis la Thaïlande sur 2004-2012 étaient principalement constituées de corps de source sauvage échangés à des fins commerciales (Tableau 1). La RAS de Hong Kong était le principal pays importateur.

Aucune exportation indirecte d'*H. trimaculatus* provenant de Thaïlande n'avait été notifiée avant 2007 ; le commerce indirect signalé sur 2007-2012 était principalement constitué de corps de source sauvage exportés à des fins commerciales.

Tableau 1. Exportations directes d'*Hippocampus trimaculatus* depuis la Thaïlande, 2004-2011. (Aucun commerce n'avait été signalé pour 2012 ; le rapport annuel de la Thaïlande pour 2012 n'avait toujours pas été reçu). La totalité du commerce portait sur des spécimens sauvages et visait des fins commerciales. Cette espèce figure à l'Annexe II depuis le 15/05/2004. (Quantités arrondies à la première décimale, le cas échéant).

Terme	Unité	Communiqué par										Total
		2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011			
corps	kg	Importateur	1893	4236	3101,8	3343,9	2972,5	2896,0	3377,1	2805,6	24625,8	
		Exportateur	4008,0	7683,8	6179,5	6197,7	4269,4	3383,6			31721,9	
	-	Importateur			100							100
		Exportateur							4191,3	3004,3	7195,6	
dérivés	kg	Importateur								38	38	
		Exportateur										

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Le Tableau 2 résume le commerce direct d'*Hippocampus* renseigné au niveau du genre depuis la Thaïlande sur 2002-2011 ; les corps signalés en 2002 avaient tous été importés par l'Italie, et les principaux pays importateurs à partir de 2003 étaient Singapour, la RAS de Hong Kong et Taïwan, PdC.

Tableau 2. Exportations directes d'*Hippocampus* renseignées au niveau du genre depuis la Thaïlande, 2002-2011. (Aucun commerce n'avait été signalé pour 2012 ; le rapport annuel de la Thaïlande pour 2012 n'avait toujours pas été reçu). (Quantités arrondies à la première décimale, le cas échéant.)

Hippocampus trimaculatus

Terme	Unité	Source	Finalité	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2007	2008	2010	2011	Total			
corps	kg	W	P	Importateur				2,2					2,2			
				Exportateur												
			T	Importateur			101,4	300,6			60				462	
				Exportateur			774,2									774,2
			I	P	Importateur									<0,1	<0,1	
					Exportateur											
			-	W	P	Importateur		1								1
						Exportateur										
			T	P	Importateur				80							80
					Exportateur								24,5	0,3		24,8
			I	P	-	Importateur					1					1
						Exportateur										
			-	-	-	Importateur				1						1
						Exportateur										
-	-	-	Importateur	5040									5040			
			Exportateur													
dérivés	-	I	P	Importateur							12		12			
				Exportateur												

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Les données du commerce CITES concernant tous les hippocampes commercialisés depuis la Thaïlande, exprimés en kilogrammes, ont été converties en tablant sur un poids (sec) moyen de 3,22 g par hippocampe, soit un total d'environ 4,9 millions d'hippocampes exportés annuellement sur 2004-2008 ; l'essentiel du commerce aurait été importé par la RAS de Hong Kong et Taïwan, PdC (Evanson *et al.* 2011). D'autre part, *H. trimaculatus* est probablement l'espèce la plus communément exportée depuis le Viêt Nam : elle représente près de 36 p. cent du commerce annuel (Evanson *et al.* 2011).

Les données enregistrées concernant les recensements et statistiques non-CITES de la RAS de Hong Kong de 1998 à 2011 concernaient quelque 3,7 millions d'hippocampes (\pm 3,2 millions) déclarés au niveau du genre et importés annuellement depuis la Thaïlande ; toutefois, après les années record de 2001 et 2002, la moyenne annuelle sur 2005-2010 était d'environ 2,5 millions d'hippocampes, et aucun commerce n'avait encore été signalé pour 2011 (Hong Kong CSD, non daté, in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Entre 1993 et 2011, les registres du commerce de Taïwan PdC indiquaient des importations d'une moyenne annuelle d'environ 1,4 million d'hippocampes séchés (\pm 841 000 spécimens), mais les volumes d'échanges moyens entre 2008 et 2011 avaient chuté à moins de 400 000 (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Si aucune exportation d'hippocampes vivants depuis la Thaïlande n'avait été signalée, de faibles volumes de spécimens vivants avaient fait l'objet d'un commerce intérieur (Laksanawimol, Université de Kasetsart, données non publiées in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Par ailleurs, il existait aussi un commerce intérieur d'hippocampes séchés pour la médecine traditionnelle et comme curiosités (Perry *et al.* 2010 ; Project Seahorse et Thai DoF, données non publiées ; Laksanawimol, Université de Kasetsart, données non publiées in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Gestion : L'exportation de spécimens d'*Hippocampus* spp. vivants capturés dans les eaux thaïlandaises était en principe interdite depuis 1988 (Loi sur l'exportation et l'importation des biens, B.E. 2522, 1979 ; OG CITES de Thaïlande, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2011), mais les exportations illicites se poursuivaient (Perry *et al.*, 2010). La liste suivante, fournie par l'OG CITES de Thaïlande (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2011), fait état des Notifications au titre de la loi thaïlandaise sur la Pêche jugées contribuer à la gestion des *Hippocampus* spp. :

- Notification B.E. 2515 *Re : Détermination des zones dans lesquelles les engins de pêche, comme par exemple les chaluts et les filets poussés utilisés avec des embarcations à moteurs, sont interdits.*

- Notification B.E. 2522 *Re : Interdiction de la pêche par chalutage ou par filet poussé dans la baie de Phang Nga.*
- Notification B.E. 2523 *RE : Utilisation des chaluts et des filets poussés utilisés avec des embarcations à moteurs pour la pêche dans la baie de Phang Nga.*
- Notification B.E. 2541 *Re : Interdiction de la pêche par filet poussé avec des embarcations à moteurs pour la pêche dans la province de Pattani.*
- Notification B.E. 2542 *Re : Prohibition de certains dispositifs de pêche à l'époque du frai et de la mise-bas dans les provinces de Prachuap Khiri Khan, Chumphon et Surat Thani du 15 février au 15 mai.*
- Notification B.E. 2542 [sic] *Re : Détermination de la zone dans laquelle les chaluts à perche sont interdits dans plusieurs stations de la province de Chonburi.*

Par conséquent, l'utilisation de chaluts et de filets poussés à moins de 3 km des côtes thaïlandaises est interdite, tout comme l'emploi d'engins de pêche stationnaires à moins de 400 m du littoral (B.E. 2515) (CHARM, 2005 ; Morgan et Staples, 2006). L'efficacité de ces mesures spatiales et temporelles en termes de mitigation des pressions sur les hippocampes était inconnue, et les autres pressions n'étaient pas résolues (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Il était donc jugé important d'évaluer la répartition des hippocampes au sein des zones d'exclusion spatiale et temporelle afin de mieux comprendre la portée de ces mesures pour chaque espèce d'*Hippocampus* (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). L'OG CITES de Thaïlande a confirmé que la loi sur la Pêche B.E. 2490 (1985) interdisait l'utilisation d'explosifs, d'électricité et de produits chimiques, la pêche pendant la saison de reproduction, ainsi que dans les zones d'herbiers marins et de récifs coralliens (OG CITES de Thaïlande, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2011). Cependant, une pêche illicite avait été signalée (OG CITES de Thaïlande, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2011), et Panjarat (2008) avait notifié un fréquent usage de techniques illicites de pêche en mer d'Adaman, ainsi qu'un non-respect des saisons de fermeture de la pêche. Par ailleurs, à la suite de plaintes de la part de pêcheurs, la Notification B.E. 2542 avait été revue et temporairement suspendue en février 2013 (B.E. 2543) (OG CITES de Thaïlande, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Parmi les autres mesures figurent la mise en place de zones de protection (p. ex., 26 000 km² dans le golfe de Thaïlande et 1 800 km² à Phang Nga et à Krabi) et de zones protégées (73 479 km² en 2011) (OG CITES de Thaïlande, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2011). Toutefois, une pêche illicite à l'intérieur des zones protégées avait été signalée (Panjarat, 2008).

D'autres mesures de gestion en Thaïlande incluait la recherche en aquaculture afin de réduire le commerce de spécimens sauvages, et la recherche génétique concernant les *Hippocampus* spp. (OG CITES de Thaïlande, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2011). En 1998, une installation d'aquaculture pour hippocampes était en fonctionnement, mais elle ne semblait pas élever cette espèce (Koldewey et Martin-Smith, 2010).

Les recherches concernant le statut des populations d'*Hippocampus* spp. en Thaïlande avaient débuté en 2012 (OG CITES de Thaïlande, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Un atelier convoqué par Project Seahorse en juin 2013 en Thaïlande a mis l'accent sur les inquiétudes soulevées au cours du processus d'ÉCI concernant *H. kelloggi*, *H. kuda* et *H. spinosissimus*. Les participants à l'atelier (y compris les Autorités CITES, les autorités de ressort pour la Pêche, des universitaires, et des représentants de la recherche gouvernementale et de l'industrie aquacole) avaient conclu que la Thaïlande n'était pas en mesure d'établir un ACNP crédible pour l'exportation de n'importe laquelle de ces espèces, y compris, bien sûr, *H. trimaculatus* (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Il avait été reconnu qu'il fallait collecter davantage d'information concernant *H. trimaculatus* (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

VIET NAM

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence d'*H. trimaculatus* au Viêt Nam avait été confirmée par Lourie *et al.* (1999a, 2004). Cette espèce était rencontrée dans le golfe

du Tonkin (dans le nord), ainsi qu'au large des provinces de Bình Thuận et de Khánh Hòa (toutes deux dans le sud-est) (OG CITES du Viêt Nam, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Tendances et état de la population : D'après Giles *et al.* (2006), les débarquements d'*Hippocampus* spp. affichaient des différences de volumes en fonction de la géographie, les captures dans le nord du Viêt Nam étant moins nombreuses que dans le sud, sans que l'on sache si ces différences étaient imputables à des variations de l'abondance ou aux techniques de pêche employées. Les experts réunis à un atelier sur les hippocampes dans le pays étaient néanmoins d'avis que ce scénario reflétait la répartition des hippocampes (S. Foster, Project Seahorse, comm. pers. au Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

H. trimaculatus faisait partie des espèces les plus communément capturées dans le sud et le centre du Viêt Nam du milieu à la fin des années 1990 (Giles *et al.*, 2006 ; Meeuwig *et al.*, 2006). Lourie *et al.* (1999a) considéraient cette espèce "particulièrement commune et largement répandue" à travers tout le Viêt Nam. Des interviews de pêcheurs réalisées en 2011 à l'île de Phú Quốc, dans le sud du pays, avaient aussi révélé que *H. trimaculatus* était l'une des espèces les plus capturées (Ut et Tam, 2012, in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Cependant, l'OG CITES du Viêt Nam (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) estimait que l'ensemble de la population vietnamienne n'était que de 2 500 spécimens matures. Cette estimation de population, également publiée dans le Livre rouge du Viêt Nam (Most, 2007, in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), avait été mise en doute par des experts locaux à l'occasion d'un atelier de Project Seahorse en mai 2013, au cours duquel l'accent avait été placé sur la mise en œuvre dans le pays de mesures CITES pour les hippocampes (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Cette espèce avait été classée Menacée dans le Livre rouge vietnamien de 2007 (OG CITES du Viêt Nam, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013), avec un déclin de la population estimé de 20 p. cent par an ; elle est considérée de grande valeur pour la MTC (Most, 2007, in Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Un déclin de la population et une réduction de la taille des spécimens d'*Hippocampus* avaient été inférés des données (Vincent, 1996), et des pêcheurs avaient confirmé des déclins de la disponibilité de 1995 à 1999, *H. trimaculatus* faisant partie des trois espèces d'hippocampes les plus souvent mentionnées dans ces interviews (Giles *et al.* 2006). Des enquêtes sur le commerce réalisées en 2011 à l'île de Phú Quốc avaient révélé que des pêcheurs avaient observé des déclins de la disponibilité en hippocampes au cours des cinq ou dix années antérieures [avant 2011] (Ut et Tam, 2012, in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Le statut des populations d'*Hippocampus* au Viêt Nam était considérée assez mal connu (Giles *et al.*, 2006), et Project Seahorse (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) avait confirmé qu'aucune évaluation indépendante de l'état de la population d'hippocampes n'avait été entreprise à cette date.

Menaces : Pour plus de détails concernant les menaces des *Hippocampus* spp. au Viêt Nam, veuillez consulter la section "Menaces" d'*Hippocampus histrix*.

Commerce : La plupart des spécimens d'*Hippocampus* spp. étaient réputés avoir été capturés sous forme de prise incidente au cours de la pêche au chalut, soit environ 6,5 tonnes (env. 2,3 millions de spécimens) par an sur les cinq provinces côtières (Bạc Liêu, Kiên Giang, Bình Thuận, Cà Mau et Khánh Hòa) de 1995 à 1999 (Giles *et al.*, 2006). Une pêcherie à petite échelle ciblerait cette espèce pour le commerce de spécimens vivants (Giles *et al.*, 2006). Des interviews de pêcheurs et de négociants de 1995 à 1999 indiquaient que *H. trimaculatus* était l'une des principales espèces capturées (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) ; des enquêtes sur les échanges commerciaux menées en 2011 à l'île de Phú Quốc avaient aussi révélé que cette espèce était l'un des principaux hippocampes du commerce (Ut et Tam, 2012, in : Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Le Viêt Nam est l'un des cinq principaux producteurs de spécimens d'*Hippocampus* spp. séchés (Project Seahorse, don. non publiées in : Giles *et al.*, 2006). Bien qu'un commerce interne de "tonifiant à base d'hippocampe" ait été signalé (CdP 12 Prop. 37), la plupart des spécimens étaient officiellement exportés vers la Chine, "généralement en empruntant des canaux de commercialisation non-officiels et non-réglementés" (Giles *et al.*, 2006). Cependant, l'information concernant la nature et la taille de ce commerce était jugée insuffisante (Giles *et al.*, 2006). D'après une enquête conduite en 1991 dans les provinces de

Đà Nẵng et de Bình Thuận, environ 328 kg d'*H. trimaculatus* avaient été commercialisés localement à cette époque (OG CITES du Viêt Nam, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Le Viêt Nam avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2011, mais n'avait publié aucun quota d'exportation concernant *H. trimaculatus*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, les exportations directes d'*H. trimaculatus* depuis le Viêt Nam sur 2002-2012 étaient constituées d'un petit nombre de spécimens vivants et de corps de source sauvage, commercialisés à titre d'effets personnels ou à des fins commerciales, en 2005 et en 2007 ; par ailleurs, les États-Unis avaient signalé l'importation de vingt-trois corps saisis/confisqués en 2008 (Tableau 3). Les États-Unis étaient le seul pays importateur. Aucun commerce n'avait été notifié depuis 2008, et aucune exportation indirecte d'*H. trimaculatus* provenant du Viêt Nam n'avait été notifiée sur 2004-2012. Toutefois, d'importants volumes commerciaux d'*Hippocampus* enregistrés au niveau du genre avaient été notifiés par les pays importateurs (mais aucun par le Viêt Nam) ; ce commerce a déjà été résumé dans la section correspondante de *H. histrix*.

Tableau 3. Exportations directes d'*Hippocampus trimaculatus* depuis le Viêt Nam, 2005-2008 (aucun commerce n'avait été notifié en 2004 ni en 2006, ni sur 2009-2012 ; le rapport annuel du Viêt Nam pour 2012 n'avait toujours pas été reçu). Cette espèce figure à l'Annexe II depuis le 15/05/2004.

Terme	Source	Finalité	Communiqué par	2005	2007	2008	Total
corps	W	P	Importateur		14		14
			Exportateur				
	I	P	Importateur			23	23
			Exportateur				
vivants	W	T	Importateur	20			20
			Exportateur	40			40

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Evanson *et al.* (2011), en appliquant un facteur de conversion de 2,69 g/hippocampe, avaient estimé que les volumes d'hippocampes séchés (toutes espèces confondues) exportés annuellement depuis le Viêt Nam entre 1998 et 2001 représentaient de 540 000 à 610 000 spécimens (d'après les données des enquêtes sur les échanges commerciaux), avant de chuter à env. 147 000 spécimens par an sur 2004-2008 (d'après les données CITES).

Entre 1993 et 2003, les registres de commerce intérieur depuis Taïwan, PdC faisaient état d'importations d'une moyenne annuelle de 36 000 (\pm 43 000) hippocampes depuis le Viêt Nam (conversion à partir du poids en kilogrammes, en appliquant un facteur de conversion de 350 hippocampes par kg), mais depuis 2004 ce pays semblait ne pas avoir exporté d'*Hippocampus* spp. autres que celles figurant dans la base de données CITES (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Alors que la consommation intérieure au Viêt Nam était auparavant réputée peu importante (Giles *et al.*, 2006), des observations dans plus de dix magasins vendant des hippocampes à Nha Trang en 2013 (S. Foster, comm. pers. au Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) ont révélé que le commerce intérieur pourrait être "plus important que ce que l'on croyait" (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Gestion : En 2011, l'OG CITES du Viêt Nam avait confirmé que l'exportation d'hippocampes sauvages n'était pas et ne serait pas permise tant qu'un ACNP n'aurait pas été formulé (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2011). La nécessité de telles évaluations dans les cinq années à venir avait été identifiée (OG CITES du Viêt Nam, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2011), mais en 2013 aucune évaluation de ce type n'avait été réalisée concernant *H. trimaculatus*, et aucun permis d'exportation pour le commerce international n'avait été délivré (OG CITES du Viêt Nam, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Un atelier convoqué par Project Seahorse au Viêt Nam en 2013 (rassemblant des représentants des autorités CITES, des autorités halieutiques et académiques, et des représentants de la recherche gouvernementale et de l'industrie aquacole) a longuement débattu de la mise en œuvre des mesures CITES pour les hippocampes ; les participants coïncidaient sur le fait que ce pays n'était pas en mesure d'établir un ACNP crédible concernant le commerce d'*H. trimaculatus*, et qu'il était nécessaire d'obtenir plus ample information concernant cette espèce (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Pour plus de détails concernant la législation applicable aux *Hippocampus* spp. au Viêt Nam, veuillez consulter la section "Gestion" d'*Hippocampus histrix*.

Rares sont les mesures de gestion jugées à même de mitiger les différentes pressions subies par les populations d'hippocampes ; parmi celles identifiées figurent les AMP et les fermetures saisonnières de la pêche dans les zones côtières de moins de 0,5 m de profondeur (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Cependant, la mise en œuvre et l'efficacité de ces mesures étaient indéterminées, et elles étaient jugées peu susceptibles d'aider efficacement *H. trimaculatus*, une espèce d'eaux plus profondes et principalement capturée au cours de la pêche de la crevette au chalut (Project Seahorse, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Selon Pomeroy *et al.* (2009), la pêche illicite, non déclarée et non réglementée (INN) constituait un problème important au Viêt Nam, et Giles *et al.* (2006) considéraient que la

régulation du commerce international n'aurait que peu d'impact sur la réduction du nombre de captures accessoires d'hippocampes, ou de leur commerce, au Viêt Nam.

Aucun programme de suivi spécifique à cette espèce n'était à l'œuvre (OG CITES du Viêt Nam, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Truong (1998) avait constaté que *H. trimaculatus* avait été élevé en captivité avec succès dans le pays.

D. Problèmes identifiés mais sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a)

La prise incidente était considérée comme une menace majeure et la pêche INN était considérée comme un problème au Viêt Nam.

La contrebande sévissait dans les trois pays.

La difficulté à identifier les *Hippocampus* au niveau de l'espèce était jugée poser problème pour le suivi du commerce d'espèces concrètes.

Le commerce des *Hippocampus* spp. est renseigné au niveau du genre, ce qui complique le suivi du commerce portant sur des espèces concrètes. Par ailleurs, le mélange des unités (nombre de spécimens et poids, en kg) dans les rapports complique également l'estimation du nombre total de spécimens dans le commerce international.

E. Bibliographie

- Aish, A., Trent, S. and Williams, J. 2003. *Squandering the seas: How shrimp trawling is threatening ecological integrity and food security around the world*. London, UK: Environmental Justice Foundation.
- Anonymous 2001. *Thai Fishing Vessels Statistics 1999*. Department of Fisheries, Ministry of Agriculture and Cooperatives. Government of Thailand: Bangkok, Thailand.
- AquaMaps. 2013. *Computer Generated Native Distribution Map for Hippocampus trimaculatus (Longnose seahorse), version of Aug. 2013*. [Online]. Available at: www.aquamaps.org [Accessed: 2 September 2013].
- Autorité Scientifique CITES de Singapour. 2011. CITES Scientific Authority of Singapore, pers. comm. to UNEP-WCMC, 06/10/2011.
- Autorité Scientifique CITES de Singapour. 2013. CITES Scientific Authority of Singapore, *in litt.* to UNEP-WCMC, 11/04/2013.
- CHARM. 2005. *Thai fishery laws*. Bangkok, Thailand: Coastal Habitats and Resources Management Project.
- Curtis, J. M. R., Ribeiro, J., Erzini, K. and Vincent, A. C. J. 2007. A conservation trade-off? Interspecific differences in seahorse responses to experimental changes in fishing effort. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Systems*, 17, p.468–484.
- Curtis, J. M. R. and Vincent, A. C. J. 2008. Use of population viability analysis to evaluate CITES trade-management options for threatened marine fishes. *Conservation Biology*, 22 (5), p.1225–1232.
- Evanson, M., Foster, S. J., Wiswedel, S. and Vincent, A. C. J. 2011. Tracking the international trade of seahorses (*Hippocampus* species). *Fisheries Centre Research Reports*, 19 (2).
- Foster, S. J. and Vincent, A. C. J. 2004. Life history and ecology of seahorses: implications for conservation and management. *Journal of Fish Biology*, 65 (1), p.1–61.
- Foster, S. J. and Vincent, A. C. J. 2005. Enhancing sustainability of the international trade in seahorses with a single minimum size limit. *Conservation Biology*, 19 (4), p.1044–1050.
- Giles, B. G., Ky, T. S., Hoang, D. H. and Vincent, A. C. J. 2006. The catch and trade of seahorses in Vietnam. *Biodiversity and Conservation*, 15 (8), p.2497–2513.
- Hong Kong CSD. 2013. Import statistics from the Census and Statistics Department, Hong Kong Special Administrative Region. In: Project Seahorse, *in litt.* to UNEP-WCMC, 08/08/2013.

- Hunt, B. and Vincent, A. C. J. 2006. The use of marine organisms in traditional and allopathic medicine. In: Miththapala, S. (ed.), *Conserving medicinal species: Securing a healthy future*, Colombo, Sri Lanka: IUCN: Ecosystems and Livelihoods Group, Asia, p.64–75.
- Koldewey, H. J. and Martin-Smith, K. M. 2010. A global review of seahorse aquaculture. *Aquaculture*, 302 (3-4), p.131–152.
- Laksanawimol. 2013. Laksanawimol, Kasetsart University. Unpublished data.
- Lourie, S. A., Foster, S. J., Cooper, E. W. T. and Vincent, A. C. J. 2004. *A guide to the identification of seahorses*. Washington D.C., USA: Project Seahorse and TRAFFIC North America.
- Lourie, S. A., Green, D. M. and Vincent, A. C. J. 2005. Dispersal, habitat differences, and comparative phylogeography of southeast Asian seahorses (Syngnathidae: *Hippocampus*). *Molecular ecology*, 14 (4), p.1073–1094.
- Lourie, S. A., Pritchard, J. C., Casey, S. P., Truong, A. K., Hall, H. J. and Vincent, A. C. J. 1999a. The taxonomy of Vietnam's exploited seahorses (family Syngnathidae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 66, p.231–256.
- Lourie, S. A., Stanley, H. F., Vincent, A. C. J., Hall, H. J., Pritchard, J. C. and Casey, S. P. 1999b. *Seahorses: an identification guide to the world's species and their conservation*. London, UK.: Project Seahorse.
- Lourie, S. A. and Vincent, A. C. J. 2004. A marine fish follows Wallace's Line: the phylogeography of the three-spot seahorse (*Hippocampus trimaculatus*, Syngnathidae, Teleostei) in Southeast Asia. *Journal of Biogeography*, 31 (12), p.1975–1985.
- Lye, L. H. 2008. Nature conservation laws: the legal protection of flora and fauna in Singapore. In: Davison, G. W. H., Ng, P. K. L. and Ho, H. C. (eds.), *The Singapore Red Data Book: Threatened plants and animals of Singapore*, 2nd ed., Singapore City, Singapore: Nature Society, p.5–13.
- Martin-Smith, K. M. and Vincent, A. C. J. 2005. Seahorse declines in the Derwent estuary, Tasmania in the absence of fishing pressure. *Biological Conservation*, 123 (4), p.533–545.
- Meeuwig, J. J., Hoang, D. H., Ky, T. S., Job, S. D. and Vincent, A. C. J. 2006. Quantifying non-target seahorse fisheries in central Vietnam. *Fisheries Research*, 81 (2-3), p.149–157.
- Morgan, G. R. and Staples, D. J. 2006. *The history of industrial marine fisheries in southeast Asia*. RAP Publication 2006/12. Bangkok, Thailand: FAO Regional Office for Asia and the Pacific.
- Most. 2007. *Red Book of Vietnam: Part 1 Animal*. Hanoi, Viet Nam: Science and technique publishing house.
- Murugan, A., Dhanya, S., Sarcar, A. B., Naganathan, V., Rajagopal, S. and Balasubramanian, T. 2011. Fishery biology, demography of three spotted seahorse, *Hippocampus trimaculatus* inhabiting Gulf of Mannar region, Southeast coast of India. *Indian Journal of Geo Marine Sciences*, 40 (3), p.411–423.
- Murugan, A., Dhanya, S., Sreepada, R. A., Rajagopal, S. and Balasubramanian, T. 2009. Breeding and mass-scale rearing of three spotted seahorse (*Hippocampus trimaculatus* Leach) under captive conditions. *Aquaculture*, 290 (1), p.87–96.
- Nadeau, J. L., Curtis, J. M. R. and Lourie, S. A. 2009. Preservation causes shrinkage in seahorses: implications for biological studies and for managing sustainable trade with minimum size limits. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19 (4), p.428–438.
- National Parks Board Singapore. 2010. *Singapore: 4th national report to the Convention on Biological Diversity*. Montreal, Canada: CBD Secretariat.
- Organe de Gestion CITES de Thaïlande. 2011. CITES Management Authority of Thailand for Aquatic Fauna, *in litt.* to UNEP-WCMC, 07/10/2011.
- Organe de Gestion CITES de Thaïlande. 2013. CITES Management Authority of Thailand for Aquatic Fauna, *in litt.* to UNEP-WCMC, 15/03/2013.
- Organe de Gestion CITES du Viêt Nam. 2011. CITES Management Authority of Viet Nam, pers. comm. to UNEP-WCMC, 12/10/2011.
- Organe de Gestion CITES du Viêt Nam. 2013. CITES Management Authority of Viet Nam, pers. comm. to UNEP-WCMC, 04/03/2013.
- Panjarat, S. 2008. *Sustainable fisheries in the Andaman sea coast of Thailand*. New York, USA: Division for Ocean Affairs and the Law of the Sea, Office of Legal Affairs, the United Nations.
- Perry, A. L., Lunn, K. E. and Vincent, A. C. J. 2010. Fisheries, large-scale trade, and conservation of seahorses in Malaysia and Thailand. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20 (4), p.464–475.

- Phoonsawat, R., Boonjorn, N., Sinanuan, T., Chamason, O., Kulanujaree, N., Jaiyen, T. and Al., E. 2012. *Sea horse in Thai waters*. Bangkok, Thailand: Marine Fisheries Research and Development Bureau.
- Pomeroy, R., Thi Nguyen, K. A. and Thong, H. X. 2009. Small-scale marine fisheries policy in Vietnam. *Marine Policy*, 33 (2), p.419–428.
- Project Seahorse. 2003. *Hippocampus trimaculatus*. IUCN 2012. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2*. [Online]. Available at: www.iucnredlist.org [Accessed: 24 May 2013].
- Project Seahorse. 2011. Project Seahorse *in litt.* to UNEP-WCMC, 28/10/2011.
- Project Seahorse. 2013. Project Seahorse *in litt.* to UNEP-WCMC, 08/08/2013.
- Scales, H. 2010. Advances in the ecology, biogeography and conservation of seahorses (genus *Hippocampus*). *Progress in Physical Geography*, 34 (4), p.443–458.
- Singapore. 1965. *Wild Animals and Birds Act (No. 5 of 1965)*.
- Singapore. 1969. *Fisheries Act. Chapter 111. Rev. ed. 2002*.
- Singapore. 2006. *Endangered Species (Import and Export) Act*.
- Thornhill, D. J. 2012. *Ecological impacts and practices of the coral reef wildlife trade*. Washington D.C., USA: Defenders of Wildlife.
- Truong, S. K. 1998. Prospects for community-based seahorse aquaculture in Vietnam. In: Morton, B. (ed.), *Proceedings of the Third International Conference on the Marine Biology of the South China Sea. Hong Kong, 28 October - 1 November 1996*, Hong Kong, China: Hong Kong University Press.
- Tuan, L. Q. 2003. *Country case study: Trade in fisheries and human development, Vietnam*. Hanoi, Viet Nam: UNDP Asia Pacific Regional Initiative on Trade, Economic Governance, and Human Development.
- Ut, V. N. and Tam, T. C. 2012. *Species composition and fishing status of seahorse (Hippocampus spp.) in Phu Quoc Island, Vietnam. Paper presented at the Bien Dong 2012 Conference, Nha Trang, 12-14/09/2012*.
- Vidthayanon, C. 2005. *Thailand Red Data: Fishes*. Bangkok, Thailand: Office of Natural Resources and Environmental Policy and Planning.
- Vincent, A. C. J. 1996. *The international trade in seahorses*. Cambridge, UK: TRAFFIC International.
- Vincent, A. C. J., Foster, S. J. and Koldewey, H. J. 2011. Conservation and management of seahorses and other Syngnathidae. *Journal of fish biology*, 78 (6), p.1681–1724.
- Wabnitz, C., Taylor, M., Green, E. and Razak, T. 2003. *From ocean to aquarium: The global trade in marine ornamental species*. Cambridge, UK: UNEP-WCMC.

Antipatharia : Bahamas, Cuba, République populaire démocratique de Corée, République dominicaine, République des Fidji, Panama, Papouasie-Nouvelle-Guinée, Philippines, Taïwan, Province de Chine, Vanuatu

Antipatharia, Corail noir

Sélection pour l'Étude du Commerce Important

Sommaire

Les coraux noirs (toutes les espèces dans tous les États de l'aire de répartition) avaient été sélectionnées pour étude en tant qu'espèces prioritaires lors de la 25^{ème} réunion du Comité pour les Animaux (CA), conformément aux considérations exposées dans le document AC25 Doc. 9.6 (AC25, Compte-rendu résumé). L'analyse figurant à l'Annexe 2 du document AC25 Doc. 9.6 avait permis d'identifier trois espèces (*Antipathes densa*, *Cirripathes anguina* et *Myriopathes japonica*) satisfaisant aux critères de haut volume de commerce sur 2004-2008. Lors de la 26^{ème} réunion du CA, des réponses avaient été reçues de la part de l'Argentine, de l'Australie, du Chili, de la République populaire de Chine (ci-après, "la Chine"), de la Colombie, du Costa Rica, du Guyana, de l'Indonésie, du Japon, du Liberia, de Madagascar, du Myanmar, de la Nouvelle-Zélande, du Pakistan, des Seychelles, du Tonga, du Royaume Uni et des États-Unis d'Amérique (AC26 Doc. 12.3). Les Bahamas, les Barbados, le Belize, le Brésil, le Cap Vert, la Chine (province de Taïwan), Cuba, la République populaire démocratique de Corée ("RPD de Corée"), Djibouti, le Danemark, la Dominique, la République dominicaine, l'Équateur, le Salvador, la République des Fidji ("les Fidji"), Grenada, le Honduras, l'Inde, la République islamique d'Iran ("l'Iran"), l'Irlande, l'Italie, la Jamaïque, la Malaisie, les Maldives, l'Île Maurice, le Maroc, le Mozambique, le Nicaragua, les Pays-Bas, les Palaos, le Panama, la Papouasie-Nouvelle-Guinée, les Philippines, le Portugal, la République populaire démocratique de Corée ("RPD de Corée"), la Fédération russe, Saint Kitts et Nevis, Sainte-Lucie, Saint Vincent et les Grenadines, Sao Tomé-et-Principe, l'Arabie Saoudite, la Somalie, l'Afrique du Sud, l'Espagne, le Sri Lanka, le Suriname, Trinidad et Tobago, les Tuvalu, l'Uruguay, le Vanuatu et la République bolivarienne du Venezuela ("le Venezuela") avaient été conservés pour le processus (AC26, Compte-rendu résumé). Ultérieurement à la 26^{ème} réunion du CA, tous ces États de l'aire de répartition (sauf les Bahamas, Cuba, la RPD de Corée, la République dominicaine, les Fidji, le Panama, la Papouasie-Nouvelle-Guinée, les Philippines, Taïwan, Province de Chine ("Taïwan PdC") et le Vanuatu), vu l'absence virtuelle de transactions commerciales au long des dix dernières années, ont été éliminés du processus avec l'accord du CA, après l'avoir consulté.

Vue d'ensemble des recommandations concernant les Antipatharia.

Aperçu général

État de l'aire de répartition	Catégorie provisoire	Résumé
		Les antipathaires, ou coraux noirs, sont rencontrés dans tous les océans, mais ils sont généralement assez mal connus, et quelques affaiblissements des populations avaient été signalés.
Bahamas	Moins préoccupante	Pratiquement aucun commerce international notifié sur 2002-2012. Certaines espèces sont commune, et d'autres peu commune ou réparties de façon irrégulière. Vu l'absence de commerce, ces espèces sont classées Moins préoccupantes.
Cuba	Moins préoccupante	Niveaux modérés de commerce international officiel sur 2002-2005, portant principalement sur des sculptures de source sauvage ; aucun commerce international n'avait été notifié depuis 2008. Ces espèces sont localement

		abondantes, mais épuisées dans certaines zones. Aucun permis d'extraction n'avait été délivré depuis 1999. Par conséquent, ces espèces sont classées Moins préoccupantes.
République populaire démocratique de Corée	Moins préoccupante	Aucun commerce international n'avait été notifié sur 2002-2012, et l'état de la population est inconnu. Vu l'absence de commerce, ces espèces sont classées Moins préoccupantes.
République dominicaine	Moins préoccupante	Pratiquement aucun commerce international notifié depuis 2003, où un seul pays importateur avait signalé la commercialisation de 1 464 coraux bruts. L'état de la population est inconnu mais la collecte et le commerce sont interdits. Par conséquent, ces espèces sont classées Moins préoccupantes.
Fidji	Moins préoccupante	Aucun échange commercial signalé sur 2002-2012, sauf quelques spécimens commercialisés à titre d'effets personnels. Ces espèces sont au moins "communes" localement. Par conséquent, elles sont classées Moins préoccupantes.
Panama	Moins préoccupante	Aucun commerce international notifié sur 2002-2012, mais l'état de la population est inconnu. Vu l'absence de commerce, ces espèces sont classées Moins préoccupantes.
Papouasie-Nouvelle-Guinée	Moins préoccupante	Aucun commerce international notifié sur 2002-2012 ; très faibles niveaux d'échanges à titres d'effets personnels ou à des fins scientifiques. L'état de la population est inconnu. Vu l'absence de commerce, ces espèces sont classées Moins préoccupantes.
Philippines	Moins préoccupante	Pratiquement aucun échange commercial sur 2002-2012, sauf en 2007, où 418 sculptures avaient été signalées par les pays importateurs. Aucun commerce n'avait été notifié par les Philippines sur 2002-2012, la collecte et le commerce de coraux sont interdits, et ces espèces sont communes localement. Par conséquent, elles sont classées Moins préoccupantes. Cependant, les problèmes sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a) restent entiers.
Taiwan, Province de Chine	Peut-être préoccupante	Niveaux de commerce de coraux sauvages importants sur 2002-2012, d'après par les pays importateurs. Très peu d'échanges commerciaux signalés depuis 2008. Des mesures de gestion avaient été mises en place en 2009. Les bases de l'établissement d'ACNP étant indéterminées, ces espèces sont classées Peut-être préoccupantes. Les problèmes sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a) restent entiers.
Vanuatu	Moins préoccupante	Pratiquement aucun commerce international notifié depuis 2003, et l'état de la population est inconnu, mais l'exportation de coraux sauvages vivants est interdite. Par conséquent, ces espèces sont classées Moins préoccupantes.

A. Aperçu général

Remarque taxonomique : L'ordre Antipatharia (coraux noirs) est constitué de sept familles, 43 genres et 248 espèces, d'après le Référentiel standard CITES adopté lors de la CdP 16 (UNEP-WCMC, 2012). La taxonomie des antipathaires est compliquée par le fait que la description de nombreuses espèces repose sur l'observation de spécimens incomplets, ainsi que par l'absence de hiérarchie taxonomique clairement définie au niveau du genre et de la famille (Opresko et Sanchez, 2005 ; Opresko, 2006).

Biologie : Les Antipatharia sont des coraux qui vivent longtemps (Grigg, 1965 ; Opresko et Sanchez, 2005 ; Wagner, 2011) typiquement rencontrés sur substrats durs dans des zones balayées par de forts courants, à des profondeurs inférieures à 50 m (Wagner *et al.*, 2012), mais certaines taxons vivent dans des récifs relativement peu profonds (Opresko et Sanchez, 2005). Chez quelques espèces, une seule colonie peut atteindre plusieurs mètres de hauteur (Opresko et Sanchez, 2005), et l'estimation de longévité des différentes espèces va de douze ans à environ 4 250 ans (Wagner, 2011 et références y contenues ; Brugler, Opresko, & France, 2013). La plupart des espèces d'antipathaires sont dépourvues d'algues symbiotiques (Grigg, 1993), mais certains éléments de preuve suggèrent l'existence d'une symbiose chez plusieurs espèces (Wagner *et al.*, 2010 ; Bo *et al.*, 2011).

La biologie de la reproduction des Antipatharia n'a pas encore fait l'objet d'études exhaustives (Parker *et al.*, 1997). Une étude sur *Antipathes fiordensis* avait révélé un cycle biologique caractérisé par une reproduction à prédominance sexuée, une première reproduction à un âge supérieur à trente ans, un frai annuel, une fécondité colonale potentiellement élevée, et une courte étape larvaire nageant librement (Parker *et al.*, 1997). *A. dichotoma* atteignait sa maturité plus tôt, à l'âge de douze ou treize ans (Grigg, 1993). À Cuba, les mâles atteindraient la maturité à neuf ans (taille de 110-119 cm) et les femelles à 10-12,5 ans (taille de 120-129 cm) (Guitart 1994, in : OG CITES de Cuba, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Les taux de croissance enregistrés vont de 1,2 cm par an, pour *A. griggsi* à Hawaï (Opresko, 2009 ; Brugler *et al.*, 2013), à 159 cm par an pour *Stichopathes cf. maldivensis* en Indonésie (Bo *et al.*, 2009) et *Cirripathes cf. anguina* (Brugler *et al.*, 2013).

On rencontre des Antipatharia à partir de 4 m de profondeur (*Antipathella aperta* in New-Zeland ; Grange, 1985) et jusqu'à une profondeur maximale de 8 600 m (*Schizopathes affinis* from the Pacific Kurile-Kamchatka and Aleutian trenches ; Pasternak, 1977), mais la plupart des espèces sont surtout présentes et abondantes à des profondeurs de 30 à 80 m (Grigg, 1993 ; Sánchez *et al.*, 1998 ; Bruckner *et al.*, 2008) ; environ 75 p. cent des espèces sont rencontrées à des profondeurs supérieures à 50 m (Cairns, 2007). L'intensité lumineuse est significativement réduite à ces profondeurs ; les colonies naturelles les moins profondes d'*Antipathes grandis* à Hawaï, par exemple, vivent à une profondeur d'environ 35 m, où les niveaux de luminosité sont inférieurs à 25 p. cent de la lumière en surface en eau claire (Grigg, 1965). Par conséquent, une évaluation des risques encourus par les récifs coralliens ne reflète pas nécessairement la réalité de tous les coraux noirs dans la zone visée par l'évaluation, mais certains pourraient être affectés.

Répartition générale et état de conservation : On trouve des Antipatharia dans tous les océans (Grigg, 1965), mais c'est dans les zones tropicales et subtropicales que l'on rencontre le plus grand nombre d'espèces (Bruckner *et al.*, 2008 ; Wagner *et al.*, 2012). Les études sur la répartition biogéographique des différentes espèces sont très rares ; une forte proportion n'étaient connues qu'au sein de leur station-type, en partie à cause de l'éloignement de leurs habitats, et en partie à cause des difficultés taxonomiques (Wagner, 2011).

La tendance globale de la population était inconnue, très peu d'enquêtes récentes ayant été conduites (Bruckner *et al.*, 2008). La plupart des colonies d'Antipatharia des récifs coralliens tropicaux seraient fortement diminuées aux profondeurs accessibles par les plongeurs amateurs, et les seules populations de taille commerciale se trouvent à Hawaï (Bruckner *et al.*, 2008).

Menaces : Les Antipatharia sont collectés pour le commerce de joaillerie et de produits d'artisanat (Grigg, 2001 ; Padilla et Lara, 2003 ; Bruckner *et al.*, 2008). La limitation du flux génétique, les faibles taux de croissance (Opresko et Sanchez, 2005) et de faibles taux de recrutement faisaient des Antipatharia des coraux susceptibles de décliner rapidement en cas de surcollecte (Goenaga et Boulon, 1992). Toutefois, Wells *et al.* (1983) avaient fait remarquer que l'extinction par suite de surexploitation était peu probable, de nombreuses populations étant encore non-découvertes ou situées dans des zones d'accès difficile. Cependant, un déclin des plus grands spécimens depuis 1998 semblait indiquer des impacts négatifs du doublement de la pression de collecte à Hawaï, après une période de niveaux durables de la collecte, de 1975 à 1998 (Bruckner *et al.*, 2008). La disparition de la "grande forêt de corail" de Grand Cayman (Îles Caïmans) et de Cozumel (Mexique) aurait elle aussi été provoquée par la surcollecte (Humann et DeLoach, 2002). Padilla et Lara (2003) avaient signalé que la collecte à Cozumel avait débuté vers la fin des années 1960, d'abord en apnée jusqu'à 20 m de profondeur, puis à des profondeurs croissantes, avec des scaphandres autonomes ; vers 1995, les autorités avaient suspendu la permission de collecter du corail

noir à Cozumel à titre de précaution, les colonies de taille commerciale étant appauvries jusqu'à une profondeur de plus de 80 m.

Il n'y a pas de cas confirmés de blanchissement des coraux d'Antipatharia, et le blanchissement n'est pas considéré comme une menace pour l'ordre dans son ensemble (M. Bo, comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013). Cependant, une mortalité extensive de coraux noirs avait été observée en Indonésie (à Sumatra), peut-être à cause de fortes températures (M. Bo, comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013). Une mortalité à grande échelle des coraux noirs à Hawaï, notamment de 80 à 105 m de profondeur (donc dans une zone exempte de pression de collecte à l'époque), avait été attribuée à la prolifération d'une espèce invasive de corail (*Carijoa riisei*) à partir de 2001 (Kahng et Grigg, 2005).

Vue d'ensemble concernant le commerce et la gestion : L'ordre Antipatharia avait été inscrit à l'Annexe II de la CITES le 06/06/1981. Le commerce direct global d'Antipatharia notifié entre 2002 et 2011 était principalement constitué de sculptures (au total, 936 125 sculptures et 1 439 kg de sculptures, d'après les pays importateurs) et de coraux bruts (au total, 207 111 coraux et 3 447 kg de corail d'après les pays importateurs). La grande majorité du commerce était de source sauvage. Le commerce communiqué par les pays importateurs dépassait largement celui notifié par les pays exportateurs ; le principal exportateur était Taïwan PdC d'après les données fournies par les pays importateurs, mais selon celles des pays exportateurs, c'était Cuba. Les principaux pays importateurs étaient le Japon et les États-Unis. Bien que l'essentiel du commerce notifié par les pays exportateurs ait été enregistré au niveau de l'ordre (Antipatharia spp.), une bonne part du commerce notifié par les pays importateurs était renseignée en termes d'espèce ; les deux espèces les plus visées par le commerce étaient *Antipathes densa* et *Cirripathes anguina*.

En 2011, plusieurs Parties, dont Taïwan PdC, avaient conclu des négociations lors de la Convention sur la conservation et la gestion des ressources halieutiques hauturières dans le Pacifique nord ; les mesures accordées, lorsqu'elles entreront en vigueur, interdiront à toute Partie liée par ses réglementations de collecter commercialement des spécimens d'Antipatharia dans les eaux situées hors de leurs zones économique exclusives respectives (Cooper *et al.*, 2011).

C. Étude pays par pays

BAHAMAS

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Opresko et Sanchez (2005) avaient identifié six espèces de coraux noirs en eau peu profonde aux Bahamas, et Humann et DeLoach (2002) dix espèces.

Tendances et état de la population : Humann et DeLoach (2002) avaient classé *Antipathes lenta*, *A. umbratica* et *Stichopathes leutkeni* comme des espèces "communes", *A. caribbeana* et *Plumapathes pennacea* comme "communes à peu communes", *Tanacetipathes hirta*, *T. barbadosensis* et *T. tanacetum* comme "occasionnelles à peu communes", et *A. gracilis* et *A. atlantica* comme "occasionnelles".

En 2008, la situation des récifs coralliens des Bahamas était jugée "proche de la crise" (Creary *et al.*, 2008), mais aucune information concernant l'état des communautés coralliennes d'eaux profondes n'était disponible.

Menaces : Il n'existe pas de menaces spécifiques pour les Antipatharia.

Commerce : Les Bahamas avait transmis tous leurs rapports annuels sur 2002-2011, sauf en 2010, mais ce pays n'avait publié aucun quota d'exportation CITES concernant les Antipatharia. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, le commerce d'Antipatharia provenant des Bahamas notifié pendant la période 2002-2012 était constitué d'une sculpture d'*Antipathes speciosa* de source sauvage, exportée directement vers les États-Unis à des fins commerciales en 2006 (notifiée par les seules Bahamas), et des coraux bruts du genre *Antipathes* (enregistrés au niveau du genre) notifiés comme saisis/confisqués en 2008 (un corail) et 2009 (six coraux) par les États-Unis, eux aussi directement importés depuis les Bahamas. Aucun commerce indirect d'Antipatharia provenant des Bahamas n'avait été signalé sur 2002-2012.

L'Autorité scientifique CITES des Bahamas a communiqué qu'il n'y avait pas d'enregistrements d'Antipatharia collectés aux Bahamas, ni de preuve d'une collecte illicite ou de contrebande (AS CITES des Bahamas, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Gestion : L'AS CITES des Bahamas (AS CITES des Bahamas, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a confirmé que la collecte sans permis et le commerce des coraux étaient interdits au titre des Réglementations de 1986 sur les ressources halieutiques (conservation et juridiction) (Bahamas, 1986). Il est interdit d'utiliser des armes à feu ou des substances toxiques pour la pêche au sein de la zone de pêche exclusive, et les appareils de pêche au harpon sont également prohibés dans certaines zones (Bahamas, 1986).

McManus et Lacambra (2004) avaient signalé qu'il existait cinq Aires marines protégées (AMP) aux Bahamas, toutes avec le statut de "non-capture". Deux p. cent de la superficie réficale du pays étaient à l'intérieur d'AMP (Burke et Maidens, 2004). Toutefois, le niveau de protection alloué aux coraux noirs à travers les AMP n'est pas déterminé.

CUBA

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Trois espèces d'Antipatharia avaient été signalées à Cuba (Ortiz et Lalana, 2008). La présence de corail noir avait été confirmée à l'île de la Jeunesse (sud-ouest de Cuba) (PNUE/UICN, 1988a), à Playa Ancon (golfe de Cazes, au sud de Cuba), dans l'archipel de Los Colorados (nord-ouest de Cuba), et de Varadero à Camarioca et à Punta Maya (Baie de Matanzas, nord de Cuba) (OG CITES de Cuba, *in litt.* à l'UNEP-WCMC 2013). Des antipathaires avaient également été découverts le long de la province de Pinar del Río (ouest de Cuba) et à Puerto de Sagua (La Havane) (Spalding *et al.*, 2001).

Tendances et état de la population : Les stocks d'Antipatharia étaient décrits comme exceptionnellement abondants en eaux peu profondes à l'île de la Jeunesse (PNUE/UICN, 1988a), et d'importantes concentrations de coraux noirs avaient été identifiées de Varadero à Camarioca et à Punta Maya, ainsi qu'à Playa Ancon, dans le golfe de Cazes, et dans l'archipel de Los Colorados (OG CITES de Cuba, *in litt.* à l'UNEP-WCMC 2013), mais les populations avaient décliné sur certains emplacements le long de la côte nord de la province de Pinar del Río, dans la baie de Matanzas, à Puerto de Sagua et dans le golfe de Cazes (Spalding *et al.*, 2001).

Dans la zone du golfe de Cazes, qui concentrait une forte proportion des collectes, les coraux noirs étaient répartis sur une surface de 150 km², dont 37 km² couverts d'îlots de corail noir, et leur estimation de densité moyenne était de 5,9 colonies/100 m² (Guitart 1994, in : OG CITES de Cuba, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

La couverture corallienne vivante des récifs coralliens de Cuba avait subi un déclin entre 2001 et 2006 (Creary *et al.*, 2008), mais aucune information concernant l'état des communautés coralliennes d'eaux profondes n'était disponible.

Menaces : Les principales menaces des Antipatharia sont la destruction de l'habitat et la collecte illicite (OG CITES de Cuba, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). La collecte illicite avait entraîné l'appauvrissement des stocks de corail noir adulte sur certains sites à faible profondeur (Alcolado *et al.*, 2003).

Commerce : Cuba avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2010, mais n'avait publié aucun quota d'exportation CITES concernant les Antipatharia. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, les exportations directes d'Antipatharia depuis Cuba sur 2002-2011 étaient principalement constituées de sculptures de source sauvage échangées à des fins commerciales et notifiées au niveau de l'ordre et du genre (genre *Antipathes*) (Tableau 1). Aucun commerce direct n'avait été signalé depuis 2009. Les volumes commerciaux communiqués par Cuba dépassaient généralement ceux notifiés par les pays importateurs ; les seuls pays importateurs ayant informé d'importations de sculptures étaient le Panama et l'Espagne.

Le commerce indirect d'Antipatharia originaires de Cuba sur 2002-2012 était constitué de sculptures de source sauvage réexportées vers Cuba via le Panama à des fins commerciales en 2002 (1 011 sculptures d'après le Panama, et 109 selon le pays importateur) et en 2003 (216 sculptures signalées par le Panama, mais aucun commerce d'après le pays importateur).

Tableau 1. Exportations directes de l'ordre Antipatharia depuis Cuba sur 2002-2008. (Cuba n'avait toujours pas transmis ses rapports annuels pour 2011 ni 2012 ; aucun commerce n'avait été notifié en 2006 ni sur 2009-2012 ; quantités arrondies à la première décimale, le cas échéant).

Taxon	Terme	Unité	Source	Finalité	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2007	2008	Total	
Antipatharia spp.	sculptures	-	W	T	Importateur	1388	970	73				2431	
					Exportateur	2075	1126	2066	4954	100		1032	
	coraux bruts	kg	I	P	Importateur						2	2	
					Exportateur								
		-	W	P	Importateur	2		1				3	
					Exportateur								
					T	Importateur	291						291
						Exportateur							
				U	P	Importateur				2			2
						Exportateur							
<i>Antipathes</i> spp.	sculptures	kg	W	T	Importateur								
					Exportateur			0,1				0,1	
		-	W	T	Importateur		198	862				1060	
					Exportateur				2667			2667	
	coraux bruts	-	U	P	Importateur		2		2			4	
					Exportateur								

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Les stocks commerciaux de coraux noirs avaient été découverts en 1960 (Alcolado *et al.*, 2003), et leur exploitation commerciale aurait débuté en 1981 (OG CITES de Cuba, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Une estimation officielle des coraux noirs extraits à des profondeurs de 20 à 55 m par quatre firmes en 1998 atteignait 1 468,6 kg (Alcolado *et al.*, 2003). La collecte illicite de coraux noirs aurait débuté dans les années 1970 (Alcolado *et al.*, 2003).

Gestion : Toutes les espèces d'Antipatharia étaient inscrites sur la liste cubaine d'espèces "revêtant une importance particulière pour la diversité biologique du pays" (Miyar Barrueco, 2011). La Résolution 33/1996 avait établi des zonages et des limites annuelles concernant la collecte des espèces de corail noir, conformément à l'avis de l'Institut cubain d'Océanologie (IDO, l'Autorité scientifique cubaine pour les espèces marines) (OG CITES de Cuba, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

La collecte d'Antipatharia s'était déroulée de 1981 à 1999, et la plupart des collectes avaient porté sur la province de Pinar del Río et le golfe de Cazones ; au total, 1 843 kg avaient été collectés de 1987 à 1999 (OG CITES de Cuba, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Les quotas de collecte reposaient auparavant sur les études de population conduites par l'IDO, l'Aquarium national cubain et le PNUE entre 1987 et 1993 ; ils étaient de 300 kg par an (OG CITES de Cuba, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). Au vu des diminutions de population constatées dans certaines zones visées par la collecte, le quota avait été réduit à 200 kg en 1994, et la collecte dans ces zones était devenue discontinuë ; le quota fut de nouveau ramené à 300 kg en 1996, époque de la mise en œuvre d'un plan de gestion ; les zones surexploitées avaient été fermées (OG CITES de Cuba, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). La taille minimale de collecte des coraux noirs avait été fixée à 120 cm de hauteur et 2,5 cm de diamètre à la base (Alcolado *et al.* 2003 ; OG CITES de Cuba, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Compte tenu de la densité de coraux noirs et de leur aire de couverture dans le golfe de Cazones et ses environs, la collecte potentielle annuelle était estimée à quelque 450 kg, donc supérieure aux quotas annuels de collecte du pays, ce qui indiquerait que les niveaux de collecte sont durables et conformes au principe de précaution (OG CITES de Cuba, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

D'après la Résolution 160/2011, les permis pour la collecte, le transport et le commerce sont délivrés compte tenu de l'existence d'information scientifique pertinente, de l'existence éventuelle d'un ACNP, des bénéfices pour la conservation de l'espèce dérivant de son usage, et de l'origine licite des spécimens (Miyar Barrueco, 2011). L'OG CITES cubain (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé qu'aucun nouveau permis de collecte de corail noir n'avait été délivré depuis 1999, aucune nouvelle information concernant l'état des populations n'ayant été présentée depuis 1994 pour établir un ACNP.

Des permis d'exportation de sculptures d'Antipatharia avaient été délivrés de 1996 à 2003, les permis de 2003 étant valides jusqu'en octobre 2013 ; les exportations signalées depuis 1999 concernaient des coraux noirs collectés avant cette année-là et des réexportations provenant d'Asie (OG CITES de Cuba, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Alcolado *et al.* (2003) avaient signalé une amélioration considérable du contrôle de la collecte à la suite du renforcement des inspections de collecte. La Résolution 160/2011 incluait également des mesures de protection des gorgones (ordre Gorgonacea), lesquelles sont assez difficiles à distinguer des coraux noirs pour les Douanes, ce qui avait amélioré l'efficacité de l'application de la Loi (OG CITES de Cuba, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

REPUBLIQUE POPULAIRE DEMOCRATIQUE DE COREE

La RPD de Corée n'étant pas Partie de la CITES, ce pays n'a donc transmis aucun rapport annuel ni publié de quota d'exportation CITES. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, aucun commerce direct ou indirect d'Antipatharia provenant de RPD de Corée n'avait été notifié par les pays importateurs sur 2002-2012.

Aucune information concernant la répartition, les tendances, les menaces, le commerce ou la gestion des Antipatharia à l'intérieur du pays n'était disponible.

REPUBLIQUE DOMINICAINE

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Trois espèces d'Antipatharia figuraient sur la liste de contrôle des espèces marines de la côte sud de la République dominicaine, à La Caleta et dans les îles de Catalina et Saona (Williams *et al.*, 1983) ; plusieurs espèces de corail noir avaient aussi été rencontrées dans le PN Del Este (sud-est) (Katz, 1981, in : PNUE/UICN, 1988a).

Tendances et état de la population : L'OG CITES de République dominicaine (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé qu'aucune évaluation concernant les tendances ou l'état de la population n'avait été réalisée.

En 2008, quelques récifs coralliens de République dominicaine étaient jugés afficher des conditions moins favorables, et si des augmentations de la couverture corallienne avaient été signalées à certains endroits, les dégâts provoqués par les ouragans cette année-là n'avaient pas été établis (Creary *et al.*, 2008) ; aucune information concernant l'état des communautés coralliennes d'eaux profondes n'était disponible.

Menaces : L'OG CITES de République dominicaine (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013) considérait que le changement climatique constituait une menace pour les Antipatharia.

Commerce : La République dominicaine avait transmis tous ses rapports annuels à partir de 2002, sauf en 2003, 2005 et 2012. Ce pays n'avait publié aucun quota d'exportation CITES concernant les Antipatharia. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, aucun commerce direct d'Antipatharia n'avait été notifié par la République dominicaine sur 2002-2012. Le commerce direct notifié par le seul pays importateur, les États-Unis, étaient constitué d'une part de 1 464 coraux bruts, notifiés au niveau de l'ordre et de source inconnue, importés directement depuis la République dominicaine à des fins commerciales en 2003 ; et d'autre part de sculptures d'*Abyssopathes lyriformis*, également importées directement depuis la République dominicaine en 2007 (57 sculptures) et en 2008 (deux sculptures), saisies/confisquées. Aucun commerce indirect d'Antipatharia provenant de la République dominicaine n'avait été signalé sur 2002-2012.

L'OG CITES de République dominicaine a confirmé l'absence de commerce légal d'Antipatharia, et qu'il n'avait pas trouvé de preuve de contrebande (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Gestion : L'OG CITES de République dominicaine a confirmé que la collecte de corail noir était interdite au titre du Décret n° 318, de 1986 (*in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013). La loi n° 307, de 2004, a élargi cette interdiction à toutes les espèces de coraux, vivants ou morts ; toute collecte requiert un permis (République dominicaine, 2004).

En République dominicaine, 43 p. cent de la surface récifale se trouve à l'intérieur d'Aires marines protégées (AMP) (Burke et Maidens, 2004). Toutefois, le niveau de protection alloué aux coraux noirs à travers les AMP n'est pas déterminé.

REPUBLIQUE DES FIDJI

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Lewis (1985, in : Richards *et al.*, 1994) avait signalé deux espèces de corail noir dans ce pays. La présence d'Antipatharia avait été constatée sur les six sites ayant fait l'objet d'une étude des récifs coralliens dans les îles Mananuca, au large de la côte ouest des Fidji, de 2002 à 2003 (Comley *et al.*, 2003), généralement sur les pentes récifales externes, en milieux balayés par de forts courants (J. Comley, comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013).

Tendances et état de la population : Dans les années 1980, les stocks d'Antipatharia aux Fidji étaient décrits comme considérables, mais légèrement exploités (Anon., 1984, in : PNUE/UICN, 1988), et "largement répandus, quoique répartis de façon irrégulière", mais en quantités limitées et vulnérables à la surexploitation (Lewis, 1985, in : Richards *et al.*, 1994). Plus récemment, ces coraux avaient été décrits comme "fréquents" dans le complexe récifal de Castaway, mais moins abondants à l'île de Malalo, pourtant dans la même zone récifale (Comley *et al.*, 2003). J. Comley (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) jugeait les Antipatharia globalement assez peu communs, mais localement "communs".

Chin *et al.* (2011) considéraient que le statut des populations de récifs coralliens aux Fidji était globalement stable. Aucune information concernant l'état des communautés coralliennes d'eaux profondes n'était disponible.

Menaces : Teh *et al.* (2007) avaient affirmé que le commerce des ressources récifales coralliennes des Fidji, et notamment des coraux, exacerbait probablement la surexploitation des écosystèmes récifaux, déjà stressés. Les menaces localisées des récifs coralliens fidjiens incluaient la pêche, la sédimentation, la pollution provenant de sources d'origine terrestre, l'aménagement du littoral et l'accroissement de la population humaine (Nair, 2003 ; Chin *et al.*, 2011). L'impact relatif et les effets cumulés de ces menaces sur les Antipatharia étaient indéterminés.

Commerce : Les Fidji avaient transmis tous leurs rapports annuels à partir de 2002, sauf en 2003, 2011 et 2012. Ce pays n'avait publié aucun quota d'exportation CITES concernant les Antipatharia. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, la totalité du commerce direct d'Antipatharia originaire de République des Fidji sur 2002-2012 avait été notifié au niveau de l'ordre ; il était constitué de deux coraux sauvages bruts en 2002 et d'une sculpture de source sauvage exportée à titre de possession personnelle en 2005, ainsi que de la saisie/confiscation de trois coraux bruts en 2005 et de 28 g de corail brut en 2009. Le commerce de spécimens sauvages avait été notifié par les seules Fidji, et les saisies/confiscations par le seul pays importateur, la Nouvelle-Zélande. Aucun commerce indirect d'Antipatharia originaire des Fidji n'avait été communiqué sur 2002-2012.

J. Comley (comm. pers. à l'UNEP-WCMC, 2013) a signalé que les Antipatharia n'étaient pas commercialisés sous forme de spécimens vivants, mais que les curiosités et les produits d'artisanat se vendaient sur des marchés locaux par centaines chaque année. Des évaluations précédentes considéraient comme "modeste" le marché du corail noir aux Fidji (Harper, 1988 ; PNUE/UICN, 1988c). Des coraux noirs avaient été collectés pour la joaillerie depuis le milieu des années 1980 jusqu'en 1990 (Lovell, 2001), et ouvragé à petite échelle (Veitayaki *et al.*, 1995), mais la collecte aurait cessé par la suite (Lovell, 2001).

Gestion : Les Réglementations de 2003 en matière d'espèces menacées et protégées limitent l'exportation de corail noir à un maximum de deux articles "échoués sur la plage" légalement acquis par personne (Fidji, 2003). Les lignes directrices du Cabinet pour l'exploitation des Antipatharia aux Fidji interdisaient l'exportation de produits non-transformés, la collecte mécanique et l'utilisation de filets traînants pour la collecte à des fins commerciales (Richards *et al.*, 1994). Toute reproduction en captivité ou propagation artificielle de coraux doit être signalée à l'OG CITES (Fidji, 2003).

La gestion des récifs aux Fidji est principalement menée par les communautés traditionnelles, lesquelles ont établi leurs propres AMP, ou à travers les 205 Aires marines fidjiennes gérées au niveau local (FLLMA, d'après leur sigle en anglais) ; la mise en défense totale de la part du gouvernement serait assez lente (Sykes et Morris, 2009). La protection au sein des FFLMA prévoit des interdictions de tout prélèvement ainsi que des collectes sur une durée limitée ou restreintes à une seule espèce (Sykes et Morris, 2009). Si 32 p. cent de la zone récifale fidjienne se trouve au sein d'AMP, la gestion ne serait efficace que pour 0,3 p. cent des récifs, partiellement efficace pour 21 p. cent, pas efficace pour 0,2 p. cent, et d'une efficacité inconnue pour 11 p. cent (Chin *et al.*, 2011). Toutefois, le niveau de protection alloué au corail noir à travers les LMMA était indéterminé.

PANAMA

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Opresko (1976) avait signalé la présence d'*Antipathes panamensis* et d'*Arachnopathes ericoides* dans les îles Pearl, dans le golfe de

Panama. Lutz et Ginsberg (2007, et références y contenues) avaient confirmé la présence d'*Antipathes lenta* et d'*A. gracilis* dans le pays.

Tendances et état de la population : Aucune information concernant les tendances et l'état de la population au Panama n'était disponible.

La couverture corallienne en 2008 semblait globalement stable, quoique endommagée sur quelques récifs, mais en croissance sur d'autres (Rodrigues-Ramirez *et al.*, 2008). Aucune information concernant l'état des communautés coralliennes d'eaux profondes n'était disponible.

Menaces : Les récifs coralliens panaméens seraient soumis à une très forte pression de la part d'impacts naturels, dont l'acanthaster pourpre (*Acanthaster planci*), ainsi qu'à cause de l'augmentation des activités humaines, sous forme de sédimentation et de pollution (NOAA, 2012). Garzón-Ferreira *et al.* (2002) avaient signalé que le tourisme incontrôlé à Bocas del Toro, sur le littoral caribéen du Panama, avait provoqué une augmentation généralisée de la collecte de corail, une surpêche, ainsi que des dégâts directement provoqués aux coraux par les plongeurs, les ancres et les embarcations, les rejets d'eaux usées et la sédimentation. L'impact relatif et les effets cumulés de ces menaces sur les Antipatharia étaient indéterminés.

Commerce : Le Panama avait transmis tous ses rapports annuels à partir de 2002, sauf en 2009 et 2012, mais n'avait publié aucun quota d'exportation CITES concernant les Antipatharia. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, aucun commerce direct ou indirect d'Antipatharia provenant du Panama n'avait été signalé sur 2002-2012.

Gestion : L'usage des ressources marines au sein des AMP est réglementé d'après le plan de gestion de chaque aire (Panama, 2006). Les deuxièmes récifs coralliens les plus grands du Pacifique oriental (Bahía de las Damas) sont pleinement protégés, car ils se trouvent dans le PN de Coiba, géré par l'Autorité nationale de l'environnement, et ne sont accessibles qu'aux seuls titulaires d'un permis (NOAA, 2012). Garzón-Ferreira *et al.* (2002) avaient signalé la présence de dix AMP, et que 11 p. cent de la zone récifale du Panama se trouveraient à l'intérieur d'AMP, mais aussi que l'efficacité de la gestion était jugée inadéquate ou inconnue pour trois AMP évaluées sur quatre (Burke et Maidens, 2004). Toutefois, le niveau de protection alloué au corail noir à travers les AMP est indéterminé.

PAPOUASIE-NOUVELLE-GUINEE

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : PNUE/UICN (1988c) avait signalé des populations d'Antipatharia dans les zones orientales et les îles de Papouasie-Nouvelle-Guinée, et notamment dans la province de Central, à Manus, en Nouvelle-Irlande, en Nouvelle-Bretagne orientale, au nord des Salomon, à Milne Bay et dans la péninsule de Salamaua.

Tendances et état de la population : En 1988, les Antipatharia étaient jugés "comparativement abondants" en Papouasie-Nouvelle-Guinée dans les zones soumises à une faible exploitation (PNUE/UICN, 1988c). Aucune autre information récente n'était disponible.

Chin *et al.* (2011) considéraient que le statut des populations des récifs coralliens était stable, bien que localement affecté par la pollution d'origine terrestre et la surpêche. Aucune information concernant l'état des communautés coralliennes d'eaux profondes n'était disponible.

Menaces : Environ 55 p. cent des récifs de Papouasie-Nouvelle-Guinée étaient considérés menacés par les activités humaines locales, la surpêche étant la menace la plus omniprésente (Burke *et al.*, 2012). Des dégâts aux récifs dus aux sédiments, à la pollution et à la surpêche, ainsi qu'une augmentation de la pression de collecte, avaient été signalés (Chin *et al.*, 2011). L'impact relatif et les effets cumulés de ces menaces sur les Antipatharia étaient indéterminés.

Commerce : La Papouasie-Nouvelle-Guinée avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2011, mais n'avait publié aucun quota d'exportation CITES concernant les Antipatharia. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, tout le commerce d'Antipatharia provenant de Papouasie-Nouvelle-Guinée sur 2002-2012 était de source sauvage et avait été exporté directement depuis la Papouasie-Nouvelle-Guinée à titre d'effets personnels ou à des fins scientifiques (Tableau 2). L'essentiel du commerce n'avait été notifié que par la seule Papouasie-Nouvelle-Guinée ; aucun commerce n'avait été signalé depuis 2009.

Tableau 2. Exportations directes de l'ordre Antipatharia depuis la Papouasie-Nouvelle-Guinée, 2002-2009. La totalité du commerce était de source sauvage. (La Papouasie-Nouvelle-Guinée n'avait toujours pas fait parvenir son rapport annuel pour 2012 ; aucun commerce n'avait été notifié sur 2005-2008 ni sur 2010-2012.)

Taxon	Terme	Finalité	Communiqué par	2002	2003	2004	2009	Total
Antipatharia spp.	sculptures	P	Importateur					
			Exportateur			2		2
	coraux bruts	P	Importateur				1	1
			Exportateur		4			4
spécimens	P	Importateur						
		Exportateur	1		17	3	21	
Antipathes spp.	coraux bruts	S	Importateur					
			Exportateur		13			13
Cirripathes spp.	coraux bruts	S	Importateur					
			Exportateur		10			10

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Dans les années 1980 et 1990, le corail noir était semble-t-il ouvragé à petite échelle dans le pays (Veitayaki *et al.*, 1995), et une petite industrie de joaillerie utilisait des Antipatharia provenant principalement de la province de Central (Wells, 1982, in : PNUE/UICN, 1988).

Les rapports de contrebande remontaient aux années 1980, époque à laquelle le braconnage des Antipatharia par des bateaux de pêche du Japon et de Taïwan PdC était fréquent dans de nombreuses zones (S. Wells, 1982, in : PNUE/UICN, 1988).

Gestion : La loi sur la Gestion des pêcheries de 1998 règlemente la pêche (y compris la collecte de coraux) à travers la concession de permis de pêche et des restrictions en termes d'engins, ainsi que l'interdiction d'utiliser des explosifs ou du poison. Bien que la législation de Papouasie-Nouvelle-Guinée soit jugée solide, la gestion était considérée limitée par un manque de moyens et de volonté politique, ainsi que par des problèmes d'accès aux récifs les plus reculés ; par ailleurs, il n'existait pas de législation spécifique en matière de gestion des récifs coralliens (Chin *et al.*, 2011).

Un certain nombre d'Aires marines gérées au niveau local (Chin *et al.*, 2011) et plusieurs Parcs marins avaient été créés dans le pays (SPREP, 1999). Toutefois, le niveau de protection alloué au corail noir à travers ces mesures est indéterminé.

PHILIPPINES

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Les coraux noirs étaient rencontrés dans les Philippines centrales, dans la Réserve municipale de Balicasag (PNUE/UICN, 1988b), et au large de la ville de Jagna, à Bohol (Chiu, 2012).

Tendances et état de la population : Les populations de coraux noirs à Jagna (Bohol), étaient semble-t-il dans de très bonnes conditions (Chiu, 2012), mais une étude en cours sur la densité de population et la répartition en profondeur révélerait une faible richesse en espèces à Jagna (H. Suarez, *in litt.* à l'UNEP-WCMC, 2013).

Les conditions globales des récifs coralliens semblent avoir décliné "au cours des dernières décennies" (depuis les années 1980) (Burke *et al.*, 2012). Aucune information concernant l'état des communautés coralliennes d'eaux profondes n'était disponible.

Menaces : Les récifs des Philippines seraient les deuxièmes récifs les plus fortement menacés de l'Asie du sud-est (NOAA, 2012). Les méthodes destructrices de pêche seraient le plus grand contributeur à la dégradation des récifs ; parmi les autres menaces identifiées figurent l'aménagement du littoral, l'agriculture, l'aquaculture et les modifications de couverture du terrain (Burke *et al.*, 2006). L'impact relatif et les effets cumulés de ces menaces sur les Antipatharia étaient indéterminés.

Commerce : Les Philippines avait transmis leurs rapports annuels sur 2002-2007 et en 2009, mais n'avaient publié aucun quota d'exportation CITES concernant les Antipatharia. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, les Philippines n'avaient notifié aucun commerce direct d'Antipatharia depuis 2002. Le commerce direct d'Antipatharia depuis les Philippines notifié par les pays importateurs sur 2002-2012 était principalement constitué de coraux sauvages bruts et de sculptures exportées dans un but commercial ou à titre d'effets personnels (Tableau 3). De grandes quantités de coraux bruts saisis/confisqués avaient aussi été signalées. Tous les échanges avaient été notifiés par les États-Unis.

Le commerce indirect d'Antipatharia provenant des Philippines sur 2002-2012 était constitué de 3 175 sculptures de *Cirrhipathes anguina* de source sauvage, notifiées par le seul pays importateur en 2005, ainsi que de petites quantités de spécimens scientifiques sauvages et de sculptures et de coraux bruts saisis/confisqués ; aucun commerce n'avait été signalé depuis 2009.

Tableau 3. Exportations directes de l'ordre Antipatharia depuis les Philippines, 2002-2011. La totalité du commerce avait été notifiée par le pays importateur. (Les Philippines n'avaient toujours pas transmis par leurs rapports annuels pour 2008 ni sur 2010-2012 ; aucun commerce n'avait été signalé en 2006, 2008 ni 2012).

Taxon	Terme (unités)	Source	Finalité	2002	2003	2004	2005	2007	2009	2010	2011	Total
Antipatharia spp.	sculptures	W	P					1				1
		I	T	2								2
	coraux bruts	I	P						4	1		5
			T				996					
coraux bruts (kg)	I	P							4		4	
<i>Antipathes ceylonensis</i>	sculptures	W	T					418				418
<i>Antipathes</i> spp.	coraux bruts	W	P	1	20							21
		I	P					2				2
	spécimens	W	S							10	27	37
<i>Bathypathes</i> spp.	spécimens	W	S								1	1
<i>Cirripathes</i> spp.	vivants	W	E								5	5
	spécimens	W	S								1	1
<i>Parantipathes</i> spp.	spécimens	W	S								4	4

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

L'essentiel de la collecte de corail est interdit aux Philippines depuis la fin des années 1990 (voir la section "Gestion"). Auparavant, de grandes quantités de coraux noirs étaient collectés en eaux profondes pour fournir les marchés de la joaillerie et de la sculpture (Carleton & Philipson, 1989, in : Veitayaki *et al.*, 1995).

TRAFFIC (2012) avait signalé l'existence de collecte illicite d'Antipatharia aux Philippines, les coraux étant ensuite vendus à l'état brut pour être ouvragés dans le pays ; le golfe de Moro et la mer de Sulu avaient été identifiés comme sites de collecte, et Cebu City, Cotabato City et Zamboanga comme les sites de traitement et de manufacture.

Gestion : La Section 91 du Code de la pêche philippin, de 1998, interdit l'exploitation et l'exportation du corail : il est illégal de recueillir, de posséder, de vendre et d'exporter des coraux semi-précieux, soit bruts, soit traités, hormis à des fins scientifiques ou de recherche ; la Section 92 interdit les méthodes et les engins de pêche destructeurs des récifs coralliens ; et la Section 97 établit l'interdiction de capturer toute espèce inscrite sur les listes CITES (Philippines, 1998).

Les populations de coraux noirs de Jagna (Bohol) étaient en principe contrôlées par le Conseil de gestion des ressources côtières de Jagna (Chiu, 2012).

Le Bureau de la pêche et des ressources aquatiques aurait récemment intensifié sa campagne contre les méthodes de pêche destructrices et illicites, en collaboration avec les garde-côtes philippins, des unités du gouvernement local, ainsi que d'autres parties prenantes (Paunan, 2012). Par ailleurs, le Palais présidentiel philippin aurait enjoint les consommateurs de boycotter la joaillerie confectionnée à partir de corail noir, afin de mettre un terme à la collecte illicite dans le pays (Avendaño, 2011).

Les Philippines comptent le plus grand nombre d'AMP de tous les pays d'Asie du sud-est (NOAA, 2012) ; 28 AMP sont de niveau national, et près d'un millier d'autres sont de niveau local (Green *et al.*, 2012). Toutefois, l'efficacité de la gestion de la plupart des AMP était jugée partielle ou inadéquate (Burke *et al.*, 2006 ; BFAR, n.d.). Plusieurs "réussites exceptionnelles" en terme de gestion locale des récifs, soutenues par le gouvernement philippin, avaient été signalées (BFAR, n.d.), mais les agences gouvernementales seraient généralement en pénurie d'effectifs et insuffisamment financées pour une gestion et un suivi efficaces des récifs coralliens (Burke *et al.*, 2006 ; BFAR, n.d.). Le niveau de protection alloué aux coraux noirs à travers les AMP était indéterminé.

Répartition à Taïwan PdC : La présence d'Antipatharia à Taïwan PdC avait été confirmée par Jones *et al.* (2000) et Wagner (2011). Plusieurs espèces avaient été décrites au sud de Taïwan PdC : des *Antipathes* spp. avaient été identifiées à Nanwan (Shih et Mok, 1996), et *Cirripathes spiralis* était rencontrée dans le PN de Kenting où *C. anguina*, également présente, était décrite comme occasionnelle, et *Antipathes densa* comme peu commune (Anon, 1975) ; toutefois, aucune autre information concernant la répartition des coraux noirs à Taïwan PdC n'était disponible.

Tendances et état de la population : Aucune information concernant les tendances ou le statut des populations d'Antipatharia n'était disponible.

On rencontre des récifs coralliens dans toutes les eaux côtières de Taïwan PdC, sauf dans la zone sableuse du littoral occidental (Dai *et al.*, 2005). Une étude de trente-deux sites dans huit régions entre 1997 et 2004 avait révélé que la couverture corallienne vivante de dix-huit sites était de moins de 30 p. cent, quoique certains sites du sud de Taïwan PdC affichaient des couvertures de plus de 60 p. cent (Dai *et al.*, 2005). Dai *et al.* (2005) avaient également constaté des tendances aussi bien à la croissance qu'à la décroissance de la couverture corallienne vivante sur différents sites de 1997 à 2004, et selon ces auteurs les changements globaux n'étaient guère significatifs. Aucune information concernant l'état des communautés coralliennes d'eaux profondes n'était disponible.

Menaces : Aucune information concernant les menaces spécifiques aux Antipatharia n'était disponible. Burke *et al.* (2006a) et Dai *et al.* (2005) considéraient que tous les récifs de Taïwan PdC étaient menacés. Parmi les principales menaces des récifs coralliens figurent la surpêche, les méthodes destructrices de pêche, la pollution, l'eutrophisation, les activités récréo-touristiques et l'aménagement du littoral (Burke *et al.*, 2006 ; NOAA, 2012).

Commerce : Les rapports CITES annuels de la Chine n'incluent pas les données commerciales de Taïwan PdC. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, le commerce direct d'Antipatharia depuis Taïwan, PdC sur 2002-2012 notifié par les pays importateurs était principalement constitué de sculptures et de coraux bruts de source sauvage, exportés à des fins commerciales (Tableau 4). De nombreuses sculptures avaient été saisies/confisquées en 2003. Les principales espèces visées par le commerce étaient *Antipathes densa* et *Cirripathes anguina* (aussi bien sous forme de sculptures que comme coraux bruts) et *Myriopathes japonica* (sculptures seulement) ; une bonne proportion était aussi renseignée au niveau de l'ordre. Les principaux pays importateurs étaient le Japon et les États-Unis. Le commerce de spécimens sauvages avait atteint un maximum en 2004 et décliné globalement depuis ; très peu d'échanges commerciaux avaient été signalés depuis 2008.

Le commerce indirect d'Antipatharia provenant de Taïwan PdC sur 2002-2012 était principalement constitué de sculptures de source sauvage exportées à des fins commerciales ; il avait atteint un maximum en 2006 et décliné depuis ; aucun commerce indirect n'avait été signalé en 2011 ni en 2012.

Tableau 4. Exportations directes de l'ordre Antipatharia depuis Taïwan, PdC, 2002-2011. La plupart des échanges visaient des fins commerciales. La totalité du commerce avait été notifiée par les pays importateurs ; les rapports annuels de la Chine n'incluent pas les données commerciales de Taïwan, PdC. (Aucun commerce n'avait été signalé en 2009 ni en 2012 ; quantités arrondies à la première décimale, le cas échéant).

Terme	Unité	Source	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2010	2011	Total
sculptures	-	W	85809	222289	228701	223252	164329	1588	290			926258
		I	3	399				36				
	kg	W	477,7	42,0	38,9	510,5	116,6					
dérivés	-	W		3840		775						4615
vivants	-	W	5236	1000		550						6786
coraux bruts	-	W	16004	21200	58944	9350	51199	45490				202187
		I					20					20
	kg	W		150,0	1416,3	610,0	1044,0	150,0		50,0		3420,3
		I									0,2	0,2

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Taïwan PdC est le premier fournisseur mondial de corail noir ouvré (Bruckner *et al.*, 2008), et Taïpei constitue une plaque tournante pour le traitement, la manufacture et le transit, ainsi que pour le marché de consommation/de détail (TRAFFIC, 2012). TRAFFIC (2012) a signalé que des sites d'e-commerce publiaient des listes d'"arbres" de corail noir collectés sur des sites proches du littoral de Taïwan PdC.

Huang et Ou (2010) avaient signalé que le nombre de permis officiels de Taïwan PdC pour la pêche industrielle du corail avait décliné depuis 1979, mais que cette diminution avait été accompagnée d'une augmentation de la pêche illicite, non déclarée et non réglementée (INN) du corail. En 2007, il n'existait que trois embarcations agréées pour la pêche du corail, mais 96 navires INN actifs et opérant dans les eaux de Taïwan PdC avaient également été identifiés (Agence des Pêches & Conseil pour l'Agriculture, 2009, in : Huang et Ou, 2010). Les procès-verbaux de contrebande incluaient la découverte, par le Département de la justice des États-Unis (2013), d'importations illicites de corail noir dans ce pays à travers des fournisseurs taiwanais (PdC) de 2007 à 2009 ; les coraux auraient été fournis par la Chine continentale. En 2005, Cuba avait manifesté des doutes concernant l'authenticité des documents CITES accompagnant une cargaison d'Antipatharia provenant de Taïwan PdC et destinée à Cuba, via la Dominique, et avait requis l'aide de Taïwan PdC pour mener une enquête (Huang et Ou, 2010). Les pressions connexes sur les entreprises exportatrices de corail avaient conduit à une requête formelle adressée au gouvernement pour défendre la durabilité de la pêche industrielle de coraux précieux à Taïwan PdC (Huang et Ou, 2010).

Gestion : Les inquiétudes au sujet de l'exploitation des coraux précieux avaient mené au développement de Réglementations en matière de gestion halieutique et de la flotte de pêche au corail, lesquelles furent adoptées en 2009. En matière de permis de pêche au corail :

Les permis ne sont valables qu'un an ;

Création de zones assignées à la collecte du corail (au nombre de cinq, couvrant 7 811 km² au total ; dans trois d'entre elles, la collecte du corail n'est autorisée que de septembre à avril) ;

Des limitations temporelles (220 jours/an) ;

Des limites annuelles de collecte (200 kg) et d'exportation (120 kg) par embarcation ;

Des quais de déchargement spécifiques pour la vérification des collectes de corail et des livres de bord ;

Une réglementation en matière de suivi de l'embarcation et des journaux de bord ;

La soumission des embarcations à des mesures de suivi ; et

La commercialisation des coraux à travers des réunions d'association de pêcheries (Huang et Ou, 2010).

Depuis l'entrée en vigueur de ces réglementations, le nombre d'embarcations agréées est passé de trois à cinquante-cinq ; un navire de patrouille dédié veille à l'application des réglementations en mer (Huang et Ou, 2010).

Huang et Ou (2010) avaient recommandé, en complément des mesures adoptées en 2009, la spécification pour chaque espèce de corail d'un diamètre minimum à la base, d'une taille de colonie minimale, d'un maximum de collecte admissible, ainsi que le recours à des méthodes de pêche sélectives. Ces auteurs se montraient inquiets de ce que la zone assignée à la collecte de corail était trop réduite pour être durable, du nombre d'embarcations agréées, de la trop longue durée des limitations temporelles d'exploitation, de la faible rentabilité, et du manque d'efficacité de la flottille (Huang et Ou, 2010).

À Taïwan PdC, 14 p. cent de la zone récifale était à l'intérieur d'AMP (Burke *et al.*, 2006). Cependant, l'efficacité de la gestion des AMP à Taïwan PdC était jugée faible, la protection légale inadéquate et sa mise en œuvre absente (Burke *et al.*, 2006). Le Département des Ressources maritimes et côtières et plusieurs universités se chargeraient de la gestion et du suivi des récifs coralliens (Dai *et al.*, 2005). Le niveau de protection alloué au corail noir à travers ces mesures était indéterminé.

VANUATU

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Du corail noir avait été signalé à Espiritu Santo (la plus grande île du Vanuatu) (Bruce, 2010), et notamment dans la Réserve de President Coolidge & Million Dollar Point (partie sud de l'île) (PNUE/UICN, 1988c).

Tendances et état de la population : Aucune information concernant les tendances et l'état des Antipatharia au Vanuatu n'était disponible.

Le suivi des ressources récifales et coralliennes ayant été réalisé dans les règles de l'art, mais avant 2001 (Raubani, 2009), Chin *et al.* (2011) n'avaient pas pu déterminer les tendances à long terme de la couverture corallienne, ni l'état de santé et la résilience des récifs, faute de données à long terme. Aucune information concernant l'état des communautés coralliennes d'eaux profondes n'était disponible.

Menaces : Parmi les menaces des récifs coralliens du Vanuatu figuraient les constructions côtières, l'aménagement du territoire, et les impacts dus à des sources de pollution d'origine terrestre (NOAA, 2012).

La Réserve de President Coolidge & Million Dollar Point avait été fortement endommagée par un ouragan en 1985, mais les Antipatharia d'eaux plus profondes semblaient ne pas en avoir pâti (PNUE/UICN, 1988c). Toutefois, certains plongeurs provenant des yachts en visite collecteraient du corail noir dans la Réserve faute de prévention, par suite d'un manque d'effectifs (PNUE/UICN, 1988c).

Commerce : Le Vanuatu avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2011, mais n'avait publié aucun quota d'exportation CITES concernant les Antipatharia. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, le commerce direct d'Antipatharia depuis le Vanuatu sur 2002-2012 était constitué de coraux bruts vivants exportés à des fins commerciales, de sculptures commercialisées, et de quelques spécimens sans visée commerciale ou à finalité scientifique (Tableau 5). L'essentiel du commerce avait été renseigné au niveau de l'ordre. Les principaux pays importateurs étaient les États-Unis et la France. Aucun commerce direct n'avait été signalé depuis 2008.

Le commerce indirect d'Antipatharia provenant du Vanuatu sur 2002-2012 était constitué de petites quantités de sculptures de source sauvage en 2005 et de coraux bruts pré-Convention exportés à des fins non commerciales en 2007, tous renseignés au niveau de l'ordre et notifiés par le seul pays réexportateur.

Tableau 5. Exportations directes de l'ordre Antipatharia depuis le Vanuatu, 2003-2008. (Aucun commerce n'avait été signalé pour 2002 ni sur 2009-2012).

Taxon	Terme	Unité	Source	Finalité	Communiqué par	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Total		
Antipatharia spp.	sculptures	-	W	E	Importateur					7		7		
					Exportateur									
	vivants	-	W	T	O	P								
					Importateur									
					Exportateur					2	7		9	
coraux bruts	-	O	P	Importateur										
				Exportateur										
Antipathes dichotoma	coraux bruts	kg	W	T	Importateur		1	1	1			3		
					Exportateur								2	2
Antipathes grandis	spécimens	kg	O	S	Importateur									
					Exportateur							2	2	
Antipathes grandis	coraux bruts	kg	W	T	Importateur							4		
					Exportateur								4	4
Antipathes grandis	spécimens	kg	O	S	Importateur									
					Exportateur								4	4

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

La création de la Réserve de President Coolidge & Million Dollar Point aurait mis un terme à la collecte semi-commerciale de corail noir, ce qui aurait permis aux populations de récupérer (Power *in litt.*, 1987, in : PNUE/UICN, 1988).

Gestion : Le Département de la pêche du Vanuatu est responsable de la gestion et du contrôle des ressources halieutiques (Gouvernement du Vanuatu, 2010). La loi sur la Pêche n° 55 (de 2005) interdit la collecte de coraux à l'intérieur des réserves marines, ainsi que l'utilisation d'explosifs ou de poison pour la pêche (Vanuatu, 2005).

Le Plan national de gestion du commerce marin aquariophile de 2009, du Département de la pêche, interdit la collecte de coraux sauvages dans tout parc ou sanctuaire marin, toute zone protégée par la communauté, ainsi que sur les sites touristiques de plongée sous-marine ; il proscrie également l'exportation de coraux sauvages vivants, à l'exception des spécimens de source "F", lesquels doivent afficher nettement une croissance autour de leur base, et provenir de sources connues (Département de la Pêche du Vanuatu, 2009). D'après Kinch *et al.* (2011), le Département de la pêche du Vanuatu avait décrété l'interdiction de collecte et d'exportation de coraux sauvages dès le début des années 1990. La collecte des coraux et celle de rochers font l'objet de permis, et seule la collecte manuelle en apnée est autorisée ; les dispositifs de respiration sous-marins font également l'objet de permis (Gouvernement du Vanuatu, 2010).

D'après Amos (2007), le Département de la pêche avait lancé un Programme de suivi des récifs de corail en 1998. Un suivi de routine des pêcheries côtières commerciales d'espèces d'aquarium devait être entrepris en consonance avec le Plan national de gestion du commerce marin aquariophile (Département de la Pêche du Vanuatu, 2009). Le suivi des récifs coralliens était jugé sporadique et confronté à un certain nombre de défis (Chin *et al.*, 2011), dont un manque de financement et de moyens (Whippy-Morris, 2009).

En 2009, les aires marines gérées au niveau local couvraient 58 km², et 89 km² d'aires marines jouissaient d'un statut de non-collecte (Govan, 2009). Au moins 80 villages étaient supposés gérer des AMP (Chin *et al.*, 2011) ; l'efficacité des AMP dans le pays était jugée variable (Raubani, 2008, 2009). Toutefois, le niveau de protection alloué au corail noir à travers ces mesures restait indéterminé.

D. Problèmes identifiés mais sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a)

Les rapports annuels CITES n'avaient toujours pas été reçus depuis les Bahamas pour 2010, depuis Cuba pour 2011, depuis la République dominicaine pour 2003 ni 2005, depuis les Fidji pour 2003 ni 2011, depuis le Panama pour 2008, ni depuis les Philippines pour 2008, 2010 ni 2011.

Des inquiétudes concernant la collecte illicite et la contrebande à Cuba et aux Philippines avaient été soulevées ; la contrebande et la pêche INN à Taïwan, PdC pourraient constituer un sujet d'inquiétude majeure.

E. Bibliographie

- Acropora Biological Review Team. 2005. *Atlantic Acropora status review document. Report to National Marine Fisheries Service, Southeast Regional Office*. International Coral Reef Action Network.
- Alcolado, P. M., Claro-Madruga, R., Menéndez-Macías, G., García-Parrado, P., Martínez-Daranas, B. and Sosa, M. 2003. The Cuban coral reefs. In: Cortés, J. (ed.), *Latin American coral reefs*, San Francisco, USA: Elsevier Science, p.53-76.
- Amos, M. J. 2007. *Vanuatu fishery resource profiles*. IWP-Pacific Technical Report no. 49. Apia, Samoa: SPREP.
- Anon. 1975. *Invertebrates of Kenting National Park* (p. 95). Taiwan [in Chinese].
- Anon. 1984. *Broad policy exploitation of living sedentary reef resources - preliminary consideration*. Draft Cabinet Memorandum by the Minister for Primary Resources.
- Autorité Scientifique CITES des Bahamas. 2013. CITES Scientific Authority of the Bahamas, *in litt.* to UNEP-WCMC, 17/07/2013.
- Avendaño, C. O. 2011. Palace calls for boycott of black coral jewelry. *Philippine daily inquirer*, 26 May. [Online]. Available at: <http://newsinfo.inquirer.net/9397/palace-calls-for-boycott-of-black-coral-jewelry> [Accessed: 15 June 2013].
- Bahamas. 1986. *Fisheries resources jurisdiction and conservation regulations 1986*.
- B FAR. n.d. Philippine coral reefs. *Bureau of Fisheries and Aquatic Resources*. [Online]. Available at: <http://www.bfar.da.gov.ph/> [Accessed: 17 June 2013].
- Bo, M. 2013. Marzia Bo (Università degli Studi di Genova) pers. comm. to UNEP-WCMC, 21/08/2013.
- Bo, M., Baker, A., Gaino, E., Wirshing, H., Scoccia, F. and Bavestrello, G. 2011. First description of algal mutualistic endosymbiosis in a black coral (Anthozoa: Antipatharia). *Marine Ecology Progress Series*, 435, p.1-11. [Online]. Available at: doi:10.3354/meps09228 [Accessed: 9 August 2013].
- Bo, M., Di Camillo, C., Addamo, A., Valisano, L. and Bavestrello, G. 2009. Growth strategies of whip black corals (Cnidaria: Antipatharia) in the Bunaken Marine Park (Celebes Sea, Indonesia). *Marine Biodiversity Records*, 2, p.54.
- Bruce, A. J. 2010. *Periclimenes nevillei* sp. nov. (Crustacea: Decapoda: Pontoniinae) from Vanuatu. *Zootaxa*, 2510, p.45-54.
- Bruckner, A., Angelis, P. De and Montgomery, T. 2008. Case study for black coral from Hawaii. Case study 1. In: *NDF Workshop Case Studies, WG9 - Aquatic Invertebrates*, Cancun, Mexico: International Expert Workshop on CITES Non-Detriment Findings, p.1-25.
- Brugler, M. R., Opresko, D. M., & France, S. C. 2013. The evolutionary history of the order Antipatharia (Cnidaria: Anthozoa: Hexacorallia) as inferred from mitochondrial and nuclear DNA: implications for black coral taxonomy and systematics. *Zoological Journal of the Linnean Society*, n/a-n/a. doi:10.1111/zoj.12060
- Burke, L. and Maidens, J. 2004. *Reefs at risk in the Caribbean*. Washington D.C., USA: World Resources Institute.

- Burke, L., Reyntar, K., Spalding, M. and Perry, A. 2011. *Reefs at risk revisited*. Washington D.C., USA: World Resources Institute.
- Burke, L., Reyntar, K., Spalding, M. and Perry, A. 2012. *Reefs at risk revisited in the Coral Triangle*. Washington D.C., USA: World Resources Institute.
- Burke, L., Selig, E. and Spalding, M. 2006. *Reefs at risk in Southeast Asia*. Washington D.C., USA: World Resources Institute.
- Cairns, S. D. 2007. Deep-water corals: an overview with special reference to diversity and distribution of deep-water scleractinian corals. *Bulletin of Marine Science*, 81(3), 311–322.
- Caribbean Environment Programme. 1990. *Protocol concerning specially protected areas and wildlife to the Convention for the Protection and Development of the Marine Environment of the Wider Caribbean Region*. Kingston, Jamaica: Caribbean Environment Programme.
- Caribbean Environment Programme. 2013. *Status of the Cartagena Convention and Protocols*. [Online]. Available at: <http://www.car-spaw-rac.org/> [Accessed: 20 May 2013].
- Carleton, C. C. and Philipson, P. W. 1989. The marketing and processing of precious coral products in Taiwan, Japan and Hawaii. In: Philipson, P. W. (ed.), *The marketing of marine products from the South Pacific*, Suva, Fiji: University of the South Pacific, p.164–195.
- Chin, A., Lison de Loma, T., Reyntar, K., Planes, S., Gerhardt, K., Clua, E., Burke, L. and Wilkinson, C. 2011. *Status of coral reefs of the Pacific and outlook: 2011*. Washington D.C., USA: Global Coral Reef Monitoring Network.
- Chiu, R. A. 2012. Black corals found in Jagna, Bohol potential for tourists' attraction. *Philippine Information Agency*. [Online]. Available at: <http://www.pia.gov.ph/news/index.php?article=1051331538086> [Accessed: 26 May 2013].
- Comley, J. 2013. James Comley (Institute of Applied Science, University of the South Pacific) pers. comm. to UNEP-WCMC, 15/03/2013.
- Comley, J., Harding, S., Barnard, N., Hine, A. and Raines, P. 2003. *Fiji coral reef conservation project: 1st annual report*. London, U.K.: Coral Cay Conservation Ltd.
- Cooper, E. W. T., Torntore, S. J., Leung, A. S. M., Shadbolt, T., & Dawe, C. 2011. *Guide to the identification of precious and semi-precious corals* (p. 244). Vancouver, Canada: TRAFFIC North America and WWF-Canada.
- Creary, M., Alcolado, P., Coelho, V., Crabbe, J., Green, S., Gerald, F., Henry, A., Hibbert, M., Jones, R., Jones-Smith, L., Manfrino, C., Manuel, S., McCoy, C. and Wiener, J. 2008. *Status of coral reefs in the northern Caribbean and western Atlantic GCRMN node in 2008*. (C. Wilkinson, Ed.). Townsville, Australia: Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre.
- Dai, C. F., Soong, K., Chen, C. A., Fan, T. Y., Hsieh, H. J., Jeng, M. S., Chen, C. H. and Horng, S. 2005. Status of coral reefs of Taiwan. In: Global Coral Reef Monitoring Network (ed.), *Status of coral reefs in East Asian Seas region: 2004*, Tokyo, Japan: Ministry of the Environment, p.153–164.
- Dominican Republic. 2004. *Ley 307/2004. Consejo dominicano de pesca y acuicultura (CODOPESCA)*.
- Fiji. 2003. *Endangered and protected species regulations 2003*.
- Fisheries Agency and Council of Agriculture. 2009. *Manual on precious coral fisheries management*. Taipei, Taiwan: Fisheries Agency, Council of Agriculture.
- Garzón-Ferreira, J., Cortés, J., Coquer, A., Guzmán, H., Leao, Z. and Rodríguez-Amírez, A. 2002. Status of coral reefs in southern tropical America in 2000–2002: Brazil, Colombia, Costa Rica, Panama and Venezuela. In: Wilkinson, C. (ed.), *Status of coral reefs of the World: 2002*, Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Sciences, p.343–360.
- Goenaga, C. and Boulon, R. H. 1992. *The state of Puerto Rican corals: An aid to managers*. Hato Rey, Puerto Rico: Caribbean Fisheries Management Council.
- Govan, H. 2009. *Status and potential of locally-managed marine areas in the South Pacific: Meeting nature conservation and sustainable livelihood targets through wide-spread implementation of LMMAs*. Suva, Fiji: SPREP/WWF/WorldFish-Reefbase/CRISP.
- Government of Vanuatu. 2010. *Ministry of Agriculture*. [Online]. Available at: <http://www.governmentofvanuatu.gov.vu/index.php/government/agriculture> [Accessed: 10 August 2013].
- Grange, K. 1985. Distribution, standing crop, population structure, and growth rates of black coral in the southern fiords of New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 19, p.467–475.

- Green, A., White, A. and Tanzer, J. 2012. *Integrating Fisheries, Biodiversity, and Climate Change Objectives into Marine Protected Area Design in the Coral Triangle*. Report prepared by The Nature Conservancy for the Coral Triangle Support Partnership, 105 pp.
- Grigg, R. W. 1965. Ecological studies of black coral in Hawaii. *Pacific Science*, 19 (2), p.244–260.
- Grigg, R. W. 1993. Precious coral fisheries of Hawaii and the US Pacific Islands. *Marine Fisheries Review*, 55, p.50–60.
- Grigg, R. W. 2001. Black coral: History of a sustainable fishery in Hawaii. *Pacific Science*, 55 (3), p.291–299.
- Guitart, D. 1994. *Informe sobre la explotación del coral negro en Cuba*. Havana, Cuba: Grupo Coral Negro S.A.
- Harper, J. R. 1988. *Precious corals prospecting strategies for the South Pacific region*. CCOP/SOPAC Technical Report 84. Suva, Fiji: Committee for Co-ordination of Joint Prospecting for Mineral Resources in South Pacific Offshore Areas.
- Huang, M.-H. and Ou, C.-H. 2010. Precious coral fisheries management in Taiwan: Past, present and future. *Marine Policy*, 34 (5), p.1002–1009.
- Humann, P. and DeLoach, N. 2002. *Reef coral identification: Florida, Caribbean, Bahamas*. 2nd ed. Jacksonville, FL, USA: New World Publications.
- Jones, D., Hewitt, M. and Sampey, A. 2000. A checklist of the Cirripedia of the South China Sea. *The Raffles Bulletin of Zoology*, (8), p.233–307.
- Kahng, S. E. and Grigg, R. W. 2005. Impact of an alien octocoral, *Carijoa riisei*, on black corals in Hawaii. *Coral Reefs*, 24 (4), p.556–562. [Online]. Available at: doi:10.1007/s00338-005-0026-0 [Accessed: 1 September 2013].
- Katz, A. D. 1981. *Marine areas of the Parque Nacional del Este. Report of visits to Parque Nacional del Este and surrounding marine areas*.
- Kinch, J., Teitelbaum, A. and Pippard, H. 2011. Proceedings of the regional workshop on trade in corals and determining non-detrimental findings. In: *Proceedings of the regional workshop on trade in corals and determining non-detrimental findings (17–20 May 2010, Honiara, Solomon Islands)*, 2011, Noumea, New Caledonia: Secretariat of the Pacific Community.
- Lewis, A. D. 1985. *Fishery resource profiles: information for development planning (partially updated in 1988)*. Suva, Fiji: Fisheries Division, Ministry of Primary Industries.
- Lovell, E. R. 2001. *Status report: Collection of coral and other benthic reef organisms for the marine aquarium and curio trade in Fiji*. Suva, Fiji: World Wide Fund for Nature, South Pacific Program.
- Lutz, S. J. and Ginsberg, R. N. 2007. State of deep coral ecosystems in the Caribbean region: Puerto Rico and the US Virgin Islands. In: Lumsden, S. E., Hourigan, T. F., Bruckner, A. W. and Dorr, G. (eds.), *The state of deep coral ecosystems of the United States*, Silver Spring, MD, USA: NOAA Technical Memorandum CRCP-3, p.307–365.
- Marine Sciences Center. 1979. *Investigation of the coral resources of the Philippines. Final Report, Phase II*. Manila, Philippines: University of the Philippines.
- McManus, E. and Lacambra, C. 2004. *Fishery regulations in the wider Caribbean region: Project summary*. Cambridge, UK: UNEP-WCMC.
- Miyar Barrueco, J. M. 2011. Resolución No. 160/2011. *Gaceta Oficial de la República de Cuba*, 26, p.723.
- Nair, V. 2003. *Fiji Islands marine ecoregion: An overview of outstanding biodiversity, threats, opportunities and key stakeholders for conservation*. Suva, Fiji: WWF Fiji Programme.
- NOAA. 2012. *Management report for 82 Corals Status Review under the Endangered Species Act: existing regulatory mechanisms and conservation efforts*. 4 (November), Pacific Islands Regional Office, National Marine Fisheries Service National Oceanic and Atmospheric Administration and Department of Commerce: NOAA Fisheries Pacific Regional Office.
- Organe de Gestion CITES de Cuba. 2013. CITES Management Authority of Cuba, *in litt.* to UNEP-WCMC, 20/03/2013.
- Organe de Gestion CITES de République dominicaine. 2013. Management Authority of the Dominican Republic, *in litt.* to UNEP-WCMC, 04/07/2013.
- Opresko, D. M. 1976. Redescription of *Antipathes panamensis* Verrill (Coelenterata, Antipatharia). *Pacific Science*, 30 (3), p.235–240.
- Opresko, D. M. 2006. Revision of the Antipatharia (Cnidaria: Anthozoa). Part V. Establishment of a new family, Stylopathidae. *Zoologische Mededelingen (Leiden)*, 80 (4), p.109–138.

- Opresko, D. M. 2009. A new name for the Hawaiian Antipatharian coral formerly known as *Antipathes dichotoma* (Cnidaria: Anthozoa: Antipatharia) *Pacific Science*, 63(2), p.277–291.
- Opresko, D. M. and Sanchez, J. A. 2005. Caribbean shallow-water black corals (Cnidaria: Anthozoa: Antipatharia). *Caribbean Journal of Science*, 41 (3), p.492–507.
- Ortiz, M. and Lalana, R. 2008. *Marine biodiversity of the Cuban archipelago: An overview*. Havana, Cuba: Center for Marine Research, University of Havana.
- Padilla, C. and Lara, M. 2003. Banco Chinchorro: the last shelter for black coral in the Mexican Caribbean. *Bulletin of Marine Science*, 73 (1), p.197–202.
- Panama. 2006. *Resolución AG-0491-2006*.
- Papua New Guinea. 1979. *International Trade (Fauna and Flora) Act 1979*.
- Parker, N. R., Mladenov, P. V. and Grange, K. R. 1997. Reproductive biology of the antipatharian black coral (*Antipathes fiordensis*) in Doubtful Sound, Fiordland, New Zealand. *Marine Biology*, 130, p.11–22.
- Paunan, J. C. R. 2012. BFAR prepares suit vs poachers. *Philippine Information Agency*. [Online]. Available at: <http://ncr.pia.gov.ph/index.php?article=261335678104> [Accessed: 17 June 2013].
- Pasternak, F. A. 1977. Antipatharia. *Galathea report*, 14, 157–164.
- Philippines. 1998. *The Philippine Fisheries Code of 1998*.
- Power. 1987. Power, *in litt.* to UNEP/IUCN. 1988c. *Coral Reefs of the World. Volume 3: Central and Western Pacific*. UNEP Regional Seas Directories and Bibliographies. IUCN, Gland Switzerland and Cambridge, UK./UNEP, Nairobi, Kenya. 12/11/1987.
- Raubani, J. J. 2008. *Fisheries department 2007 annual report*. Port Vila, Vanuatu: Vanuatu Fisheries Department.
- Raubani, J. J. 2009. *The status of coral reefs in Vanuatu 2007*. Port Vila, Vanuatu: Ministry of Agriculture, Quarantine, Forestry and Fisheries.
- Richards, A., Lagibalavu, M., Sharma, S. and Swamy, K. 1994. *Fiji: Fisheries resources profiles. FFA Report no. 94/4*. Honiara, Solomon Islands: Pacific Islands Forum Fisheries Agency.
- Rodríguez-Ramírez, A., Bastidas, C., Cortés, J., Guzmán, H., Leão, Z., Garzón-Ferreira, J., Kikuchi, R., Ferreira, B. P., Alvarado, J. J., Jiménez, C., Fonseca, A. C., Salas, E., Nivia, J., Fernández, C., Rodríguez, S., Debrot, D., Cróquer, A., Gil, D., Gómez, D. I., Raúl Navas-Camacho, R., Reyes-Nivia, M. C., Acosta, A., Alvarado, E., Pizarro, V., Sanjuan, A., Herron, P., Zapata, F. A., Vea, S., López-Victoria, M. and Sánchez, J. A. 2008. *Status of Coral Reef and Associated Ecosystems in Southern Tropical America: Brazil, Colombia, Costa Rica, Panama and Venezuela*. In: Wilkinson, C. (ed.). *Status of Coral Reefs of the World: 2008*. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Center, Townsville, Australia. p281-294.
- Sánchez, J. A., Zea, S. and Díaz, J. M. 1998. Patterns of octocoral and black coral distribution in the oceanic barrier reef-complex of Providencia Island, Southwestern Caribbean. *Caribbean Journal of Science*, 34 (3-4), p.250–264.
- Shih, H., & Mok, H. 1996. *Quadrella maculosa* Alcock, 1898, a Genus and Species of Shallow-water Xanthid Crab (Brachyura: Xanthoidea: Trapeziidae) New to Taiwan. *Zoological Studies*, 35(2), p.146–148.
- Spalding, M. D., Ravilious, C. and Green, E. P. 2001. *World atlas of coral reefs*. Berkeley, USA: University of California Press.
- SPREP. 1999. *Coastal management profiles: A directory of Pacific Island governments and non-government agencies with coastal management related responsibilities*. Hunter, C. (ed.). Apia, Samoa: South Pacific Regional Environment Programme.
- Suarez, H. and Horowitz, J. 2013. *Hyacinth Suarez in litt.* to UNEP-WCMC, 03/06/2013: *Population density and depth distribution of black corals (Cnidaria: Anthozoa: Antipatharia) in Jagna, Bohol, Philippines*. Tagbilaran City, Philippines: Holy Name University.
- Sykes, H. and Morris, C. 2009. Status of coral reefs in the Fiji Islands, 2007. In: Whippy-Morris, C. (ed.), *South-west Pacific status of coral reefs report 2007*, Noumea, New Caledonia: CRISP, p.1–52.
- Teh, L., Teh, L., Starkhouse, B. and Sumaila, U. R. 2007. *An overview of socio-economic and ecological perspectives of Fiji's inshore reef fisheries*. Vancouver, Canada: Fisheries Centre, University of British Columbia.

- TRAFFIC. 2012. *Black coral trade study interim report. Unpublished draft report*. Cambridge, UK: TRAFFIC International.
- UNEP. 1992. Protection of oceans, all kinds of seas, including enclosed and semi-enclosed seas, and coastal areas and the protection, rational use and development of their living resources. In: *Agenda 21: The United Nations Programme of Action from Rio*, Nairobi, Kenya: United Nations Environment Programme, p.139–155.
- UNEP/IUCN. 1988a. *Coral reefs of the world. Volume 1: Atlantic and Eastern Pacific*. UNEP Regional Seas Directories and Bibliographies. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK/UNEP, Nairobi, Kenya.
- UNEP/IUCN. 1988b. *Coral reefs of the world. Volume 2: Indian Ocean, Red Sea and Gulf*. UNEP Regional Seas Directories and Bibliographies. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK/UNEP, Nairobi, Kenya.
- UNEP/IUCN. 1988c. *Coral reefs of the World. Volume 3: Central and Western Pacific*. UNEP Regional Seas Directories and Bibliographies. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK/UNEP, Nairobi, Kenya.
- UNEP-WCMC. 2012. *Taxonomic Checklist of all CITES-listed Coral Species, based on information compiled by UNEP-WCMC 2012*.
- US Department of Justice. 2013. Former jewelry company executive sentenced in U.S.V.I. to pay \$1.1 million in fines and community service for illegal trade of protected black coral. Justice News. Retrieved June 17, 2013, from <http://www.justice.gov/opa/pr/2013/February/13-enrd-168.html>. [Accessed: 17 August 2013].
- Vanuatu. 2005. *Fisheries Act no. 55 of 2005*.
- Vanuatu Department of Fisheries. 2009. *Vanuatu national marine aquarium trade management plan*. Port Vila, Vanuatu: SPC Headquarters.
- Veitayaki, J., Ram-Bidesi, V., Matthews, E., Gibson, L. and Vuki, V. 1995. *Overview of destructive fishing practices in the Pacific Islands region*. (93), Apia, Samoa: South Pacific Regional Environment Programme.
- Wagner, D. 2011. *The biology and ecology of Hawaiian black corals (Cnidaria: Anthozoa: Hexacorallia: Antipatharia)*. University of Hawaii.
- Wagner, D., Luck, D. G. and Toonen, R. J. 2012. The biology and ecology of black corals (Cnidaria: Anthozoa: Hexacorallia: Antipatharia). *Advances in marine biology*, 63, p.67–132. [Online]. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22877611> [Accessed: 2 September 2013].
- Wagner, D., Pochon, X., Irwin, L., Toonen, R. J. and Gates, R. D. 2010. Azooxanthellate? Most Hawaiian black corals contain Symbiodinium. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 278 (1710), p.1323–1328.
- Wells, S. M. 1982. *Marine conservation in the Philippines and Papua New Guinea with special emphasis on the ornamental coral and shell trade*. Cambridge, UK: IUCN Conservation Monitoring Center.
- Wells, S. M., Pyle, R. M. and Collins, N. M. 1983. *The IUCN invertebrate red data book*. Cambridge, UK: IUCN.
- Whippy-Morris, C. 2009. *South-west Pacific status of coral reefs report 2007*. Noumea, New Caledonia: CRISP
- Williams, E. H., Clavijo, I., Kimmel, J. J., Colin, P. L., Díaz Carela, C., Bardales, A. T., Armstrong, R. A., Bunkley Williams, L., Boulon, R. H. and García, J. R. 1983. A checklist of marine plants and animals of the south coast of the Dominican Republic. *Caribbean Journal of Science*, 19 (1-2), p.39–54.

Catalaphyllia jardinei (Kent, 1893) : République des Fidji
Caryophylliidae

Sélection pour l'Étude du Commerce Important

Lors de sa 25^{ème} réunion, le Comité pour les Animaux (CA) avait retenu *Catalaphyllia jardinei* (tous les États de l'aire de répartition) pour l'ÉCI en tant qu'espèce dont l'étude était prioritaire, conformément aux considérations exposées dans le document AC25 Doc 9.6 (AC25, Compte-rendu résumé). *C. jardinei* avait été identifiée comme ayant atteint un seuil élevé de volume commercial pour une espèce mondialement menacée ou quasi-menacée en 2008 et en 2009, et satisfaisant au critère d'une forte augmentation du commerce en 2008, par comparaison avec les niveaux de commerce moyens sur 2003-2007 (Annexe 2, AC25 Doc 9.6). Lors de la 26^{ème} réunion du CA, des réponses avaient été reçues de la part de l'Australie, de l'Indonésie, du Japon, de la Malaisie et des Seychelles (AC26 Doc. 12.3). La République des Fidji (ci-après : "les Fidji"), les Maldives, la Papouasie-Nouvelle-Guinée, les Philippines et le Viêt Nam avaient été conservés pour le processus (AC26, Compte-rendu résumé). Ultérieurement à la 26^{ème} réunion du CA, les Maldives, la Papouasie-Nouvelle-Guinée, les Philippines et le Viêt Nam, vu l'absence de trafic commercial au long des dix dernières années, ont été éliminés du processus avec l'accord du CA, après l'avoir consulté.

A. Résumé

Vue d'ensemble des recommandations concernant *Catalaphyllia jardinei*.

État de l'aire de répartition	Catégorie provisoire	Résumé
Fidji	Moins préoccupante	Niveaux de commerce international notifiés très faibles, et aucun commerce depuis 2003. L'état de la population est inconnu et les bases de l'établissement d'ACNP sont indéterminées. Compte tenu des très faibles niveaux de commerce, cette espèce est classée Moins préoccupante.

B. Aperçu de l'espèce

Biologie : Le genre *Catalaphyllia* ne contient qu'une seule espèce, *C. jardinei*, laquelle est une zooxanthelle [elle vit en symbiose avec des microalgues] (Veron, 2000) ahermatypique [ce n'est pas le principal contributeur à la matrice récifale] (Atkinson *et al.*, 2008b). Les colonies sont soit libres, soit fixes (Borneman, 2002) ; les colonies matures peuvent atteindre un diamètre de 100 cm (Wood, 1983 ; E. Turak comm. pers. in Turak *et al.*, 2008). *C. jardinei* est rencontrée en milieu récifal tropical peu profond (Turak *et al.*, 2008) et abrité, de préférence en eaux troubles (Veron, 2000). La tranche d'eau de cette espèce est de 0 à 40 m (Turak *et al.*, 2008). D'après certains auteurs, *C. jardinei* est spécialiste quant à l'habitat (Atkinson *et al.*, 2008a ; Roelofs et Silcock, 2008) : cette espèce préfère les habitats à substrat meuble tels que les herbiers marins, les platiers algaires et autres substrats sableux ou vaseux (Suharsano et Bruckner, 2008). Turak *et al.* (2008) avaient signalé que cette espèce était rencontrée dans divers biotypes récifaux, mais qu'elle était plus commune sur substrats meubles que dans les zones à forte prolifération de corail.

C. jardinei est une espèce gonochorique [les spécimens de chaque sexe sont différents] (Wabnitz *et al.*, 2003) qui atteint sa maturité sexuelle vers l'âge de trois à huit ans (Turak *et al.*, 2008), comme la plupart des coraux formant des récifs (Wallace, 1999). La longueur moyenne de génération serait d'environ dix ans (Turak *et al.*, 2008). La croissance de *C. jardinei* est lente : son taux de croissance linéaire estimé n'est que de 0,8-15,2 cm/an (Green et Shirley, 1999).

Répartition générale et état de conservation : L'aire de répartition de *C. jardinei* (Figure 16) comprend l'Indopacifique occidental et le Pacifique océanique occidental [Indopacifique central] (Turak *et al.*, 2008).



Figure 16. Répartition globale de *Catalaphyllia jardinei*. Clé : 0 : non enregistrée, 1 : enregistrement confirmé, 2 : enregistrement probable ou prévu. (Source : Veron *et al.*, 2013).

C. jardinei était décrite comme largement répandue (Turak *et al.*, 2008) et voyante, mais assez peu commune (Veron, 2000). Turak *et al.* (2008) considéraient cette espèce rare dans toute son aire de répartition, et Veron (2000) la jugeait rare dans l’Océan indien occidental. Bien que les tendances spécifiques de la population soient inconnues, des diminutions avaient été inférées du déclin de la qualité de l’habitat (Wilkinson, 2004). L’UICN avait classé cette espèce comme “Vulnérable”, compte tenu des diminutions de population inférées, fondées sur des estimations de dégradation de l’habitat et d’effondrement de la population – de 36 p. cent sur trois générations (trente ans) – et sur sa susceptibilité à la menace, ce qui augmentait d’autant la probabilité que cette espèce se retrouve absente, d’ici une seule génération, des récifs ayant atteint un stade critique (Turak *et al.*, 2008). Une réévaluation d’ici dix ans était jugée nécessaire compte tenu des prévisions de menaces imputables au changement climatique et à l’acidification des océans (Turak *et al.*, 2008).

La publication de plus ample information concernant l’état de conservation des coraux était imminente ; veuillez consulter le site <http://www.coralsoftheworld.com/>.

Menaces : La collecte pour l’aquariophilie était considérée comme une menace majeure (Turak *et al.*, 2008). Green et Shirley (1999) avaient fait remarquer que les coraux du genre *Catalaphyllia* étaient très colorés et garnis de polypes de grande taille, ce qui les rendait attrayants pour le commerce aquariophile de spécimens vivants.

Les menaces non-extractives des différentes espèces de corail incluent, d’une manière générale, le changement climatique, lequel entraîne une augmentation des températures marines et un blanchissement des coraux (une expulsion des algues symbiotiques induite par le stress) et des maladies du corail, ainsi qu’une aggravation des phénomènes ENSO (*El Niño Southern Oscillation*), des tempêtes et de l’acidification des océans (Turak *et al.*, 2008). Par comparaison avec d’autres espèces de coraux, *C. jardinei* affiche néanmoins une faible susceptibilité au blanchissement corallien (Roelofs et Silcock, 2008).

Parmi les autres événements locaux constituant des menaces pour les communautés récifales récifs coralliennes figurent la pollution, les espèces invasives altérant les dynamiques des espèces indigènes, et les activités de développement humain ; toutefois, la gravité de ces menaces combinées vis-à-vis de la population globale de *C. jardinei* était inconnue (Turak *et al.*, 2008).

Vue d’ensemble concernant le commerce et la gestion : *C. jardinei* figure à l’Annexe II de la CITES depuis le 18/01/1990. Collectée pour l’aquariophilie, cette espèce était principalement collectée depuis des sites d’eaux profondes à substrat sableux/vaseux, où cette espèce se développe sous forme de petites colonies libres (Borneman, 2002). *C. jardinei* était jugée “survive robustement” en aquarium (Green et Shirley, 1999). Les spécimens

reproduits en captivité de cette espèce étaient considérés “extrêmement peu communs” (Borneman, 2008). L’Union européenne avait suspendu le commerce de *C. jardinei* sauvages depuis l’Indonésie en 1999, et depuis les Îles Salomon en 2003 ; ces suspensions, conformément au Règlement de la Commission (CE) n° 578/2013, du 17 juin 2013, restaient en vigueur au moment où nous rédigeons ces lignes (septembre 2013). L’Union européenne avait aussi suspendu temporairement les importations de *C. jardinei* depuis les Fidji en 2003-2004 et depuis le Tonga en 2005-2006.

C. Étude du pays

FIDJI

Distribution dans l’État de l’aire de répartition : La présence de *C. jardinei* aux Fidji avait été notifiée par Lovell et McLardy (2008), d’après la collection de coraux de l’Université du Pacifique Sud (USP), dont la constitution avait débuté en 1972. Aucun enregistrement ultérieur de la présence de cette espèce dans le pays n’était disponible. Elle n’avait été observée lors d’aucune des enquêtes aux îles Mamanuca (à l’ouest des Fidji), à Volivoli (Mani, au nord de Viti Levu, la plus grande île des Fidji) (Fenner, 2006a, 2006b), ni dans les récifs de Great Astrolabe (100 km au sud de Viti Levu) (Koven et Paulay, 1997 ; Obura et Mangubhai, 2003) et de North Astrolabe (Obura et Mangubhai, 2003).

Tendances et état de la population : Aucune information concernant les tendances ou l’état de la population aux Fidji n’était disponible. Toutefois, l’état de la population de cette espèce ne suscitait en principe pas d’inquiétude, et elle n’était collectée que sur moins de 2 p. cent de la zone récifale (J. Comley, comm. pers. à l’UNEP-WCMC, 2013).

Menaces : *C. jardinei* était collectée pour le commerce international en République des Fidji (Lovell, 2003 ; Prasad, 2010), mais une étude réalisée au nom du gouvernement et visant l’établissement d’ACNP pour les exportations de corail depuis les Fidji (Nand, 2008) ne tenait pas compte de cette espèce. La collecte des ressources récifales pour l’aquariophilie était considérée comme une préoccupation potentielle (Chin *et al.*, 2011) et poser un risque potentiel (Center for Ocean Solutions, 2009). Teh *et al.* (2007) avaient affirmé que le commerce des ressources récifales coralliennes fidjiennes, et notamment des coraux, exacerbait probablement la surexploitation des écosystèmes récifaux, déjà stressés ; toutefois, aucune inquiétude spécifique à une espèce concrète n’était mentionnée.

Les menaces locales des récifs coralliens fidjiens incluent la pêche, la sédimentation, la pollution provenant de sources d’origine terrestre, l’aménagement du littoral et l’accroissement de la population humaine ; ces menaces étaient en augmentation aux alentours des zones peuplées (Nair, 2003 ; Chin *et al.*, 2011). Les deux tiers des récifs fidjiens étaient menacés par les activités locales : 34 p. cent des récifs étaient moyennement menacés, 21 p. cent fortement menacés, et 10 p. cent très fortement menacés ; les sites récifaux des alentours de Viti Levu seraient les plus menacés (Chin *et al.*, 2011). Sur tous les sites récifaux de Viti Levu, la surpêche et les dégâts provoqués par les sédiments étaient considérés comme une menace majeure (Sykes et Morris, 2009) ; Raymakers (2003) avait signalé que pratiquement toute la collecte de coraux vivants avait lieu à l’île de Viti Levu, à cause de la proximité de l’aéroport international. Les zones des environs de Lautoka étaient affectées par des niveaux élevés de pollution, et les méthodes destructrices de pêche y constituaient une menace moyenne ; dans le sud, les menaces dépendaient de l’emplacement du récif (Sykes et Morris, 2009). Les récifs coralliens au large de Suva étaient jugés particulièrement dégradés (Vuki *et al.*, 2000). Bien que les méthodes destructrices de pêche, telles que le poison ou la dynamite, soient interdites par la Loi, ces pratiques seraient monnaie courante dans toutes les Fidji, et constitueraient une menace possible pour les récifs coralliens (Nair, 2003). Le blanchissement était lui aussi considéré comme une menace (Obura et Mangubhai, 2003). L’impact relatif et les effets cumulés de ces menaces sur *C. jardinei* étaient indéterminés.

Commerce : Les Fidji avaient transmis tous leurs rapports annuels à partir de 2002, sauf en 2003, 2011 et 2012, et avaient publié un quota d’exportation “zéro” pour les *C. jardinei*

sauvages vivants ou morts (morceaux) tous les ans sur la période 2003-2005 ; aucun quota d'exportation n'avait été publié depuis. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, les Fidji n'avaient notifié aucune exportation directe de *C. jardinei* sur la période 2002-2012. D'après les données des pays importateurs, le quota "zéro" de 2003 semblait avoir été dépassé, l'importation de 100 coraux sauvages vivants et de 50 coraux sauvages bruts ayant été notifiée, respectivement, par Singapour et le Japon. Bien que les Fidji n'aient pas soumis de rapport annuel pour 2003, le format des numéros de permis d'exportation communiqués par les pays importateurs suggérait que les permis avaient été délivrés par les Fidji en 2003, bien qu'il soit aussi possible qu'aucun commerce n'ait réellement eu lieu. Le seul autre commerce direct de *C. jardinei* signalé au cours de la période 2002-2011 était l'importation, en 2002, de 250 coraux sauvages bruts par le Japon et de 50 coraux sauvages vivants, dont 40 par la France et 10 par l'Allemagne ; la totalité des échanges visaient des fins commerciales. Aucun commerce indirect de *C. jardinei* originaire des Fidji n'avait été signalé sur 2002-2012.

L'exportation directe de petites quantités de coraux sauvages vivants, renseignées au niveau du genre (*Catalaphyllia* spp.), avait été signalée entre 2002 et 2007 : au total 81 coraux d'après les pays importateurs, et 17 coraux seulement selon les données des Fidji. Un commerce indirect renseigné au niveau du genre avait été signalé en 2002 et 2003 ; il portait sur de petites quantités de coraux sauvages vivants. Le genre ne comportant qu'une seule espèce, on peut en déduire que ledit commerce avait porté sur *C. jardinei*.

Gestion : Le commerce est réglementé à travers un certain nombre de politiques et de directives encadrées par la loi sur la Pêche, dont une limitation à deux quant au nombre de firmes autorisées à collecter des coraux vivants (Lovell et Whippy-Morris, 2008). Quatre firmes se consacraient à la collecte de "roches vivantes" (Kinch *et al.*, 2011), et les exploitants étaient tenus de développer des "plans de gestion de la collecte dans la zone" et de faire viser ceux-ci par le Marine Aquarium Council (MAC) des Fidji (Lovell, 2009). Des évaluations antérieures indiquaient que la capacité du gouvernement à réaliser le suivi de la collecte et du commerce de corail était jugée limitée faute de capacités et de ressources financières adéquates (Nair, 2003). La nécessité d'une mise à jour de la base législative régissant le commerce des coraux et d'autres produits de la mer avait été soulignée (Manoa, 2008).

Les principaux sites fidjiens de collecte de corail sont au large des côtes de Viti Levu : au large de Lautoka, au nord (Walt Smith International, WSI), et au large de Deuba, dans le lagon de Beqa, au sud (Aquarium Fish Fiji, AFF) (Lovell et McLardy, 2008 ; Nand, 2008).

Une étude ayant révélé une plus grande abondance de corail sur des sites de collecte AFF et WSI choisis au hasard (représentant, respectivement, plus de 60 et plus de 80 p. cent des sites de la zone de collecte) par comparaison avec des sites de non-collecte également choisis au hasard, Nand (2008) avait signalé que l'industrie aquariophile n'avait qu'un impact minimal sur les stocks coralliens des Fidji. Cet auteur recommandait néanmoins un suivi à plus long terme et une amélioration des méthodes d'enquête (Nand, 2008).

Les quotas avaient été révisés en 2009 par le Département de la pêche fidjien et par l'Institut des ressources marines de l'Université du Pacifique Sud, après avoir procédé à des évaluations du corail sur des sites WSI et AFF en utilisant des méthodes d'enquête approuvées par l'AS des Fidji (Kinch *et al.*, 2011). Les densités relevées, calculées par comptage des coraux le long de transects en bande (par catégories de genre ou d'espèce), avaient été extrapolées en vue d'élargir la zone de collecte à l'habitat du plateau récifal, et comparées au pourcentage de coraux collectés par AFF en 2007 (Kinch *et al.*, 2011). Il en était conclu que les niveaux de collecte de corail vivant étaient durables (moins de 0,0085 p. cent de l'estimation totale des colonies étaient exportées) (Kinch *et al.*, 2011). La proportion "durable" du niveau de collecte des espèces de corail depuis les zones de collecte oscille entre zéro et trois p. cent, selon les caractéristiques de l'espèce en question, son abondance, et la taille du site (Parry-Jones, 2004).

La gestion des récifs aux Fidji est surtout menée par les communautés traditionnelles, qui ont établi leurs propres Aires marines protégées (AMP), ou à travers les 205 Aires marines

fidjiennes gérées au niveau local (FLLMA, d'après leur sigle en anglais) ; la mise en défense totale de la part du gouvernement serait assez lente (Sykes et Morris, 2009). La protection au sein des FFLMA prévoit des interdictions totales de prélèvement et des collectes sur une durée limitée ou restreintes à une seule espèce (Sykes et Morris, 2009). Si 32 p. cent de la zone récifale fidjienne se trouve au sein d'AMP, la gestion ne serait efficace que pour 0,3 p. cent des récifs, partiellement efficace pour 21 p. cent, pas efficace pour 0,2 p. cent, et d'une efficacité inconnue pour 11 p. cent (Chin *et al.*, 2011).

D. Problèmes identifiés mais sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a)

Une partie du commerce était renseignée au niveau du genre, bien que ce genre ne contienne qu'une seule espèce ; *Catalaphyllia* ne fait pas partie des genres pour lesquels l'identification au niveau du genre soit acceptable (Notification CITES n°2012/047).

Les Fidji n'avaient pas transmis leur rapport annuel à trois occasions (2003, 2011 et 2012).

E. Bibliographie

- Atkinson, M., Kerrigan, B., Roelofs, A. and Smith, T. 2008a. Non detriment finding for CITES-listed corals in the Queensland coral fishery. Case study 4. In: *NDF Workshop Case Studies, WG9-Aquatic Invertebrates*, Cancun, Mexico: International Expert Workshop on CITES Non-Detriment Finding.
- Atkinson, M., Kerrigan, B., Roelofs, A. and Smith, T. 2008b. Non detriment finding for CITES-listed corals in the Queensland coral fishery. Case study 4 - Appendices. In: *NDF Workshop Case Studies, WG9-Aquatic Invertebrates*, Cancun, Mexico: International Expert Workshop on CITES Non-Detriment Finding.
- Borneman, E. 2008. Elegance corals; sustainability and disease impacting *Catalaphyllia jardinei* (Wells 1972) in the aquarium trade. *Reefkeeping*, 6 (12).
- Borneman, E. H. 2002. Do you know where your corals are coming from? Ecological information for aquarists from coral collection areas in Indonesia. *Advanced Aquarist*, 1 (3).
- Center for Ocean Solutions. 2009. *Pacific Ocean synthesis - Scientific literature review of coastal and ocean threats, impacts, and solutions*. Stanford, CA, USA: The Woods Center for the Environment, Stanford University.
- Chin, A., Lison de Loma, T., Reytar, K., Planes, S., Gerhardt, K., Clua, E., Burke, L. and Wilkinson, C. 2011. *Status of coral reefs of the Pacific and outlook: 2011*. Washington D.C., USA: Global Coral Reef Monitoring Network.
- Comley, J. 2013. James Comley (Institute of Applied Science, University of the South Pacific) pers. comm. to UNEP-WCMC, 15/03/2013.
- Fenner, D. 2006a. *Coral diversity survey: Mamanuca Islands and Coral Coast, Fiji, 2005*. Pago pago, American Samoa: University of South Pacific.
- Fenner, D. 2006b. *Reef corals of the Volivoli Beach area near Rakiraki, Veti Levu, Fiji*. Surrey, UK: Volivoli Beach Resort and Coral Cay Conservation.
- Green, E. P. and Shirley, F. 1999. *The global trade in corals*. Cambridge, UK: WCMC Biodiversity Series No. 10.
- Kinch, J., Teitelbaum, A. and Pippard, H. 2011. Proceedings of the regional workshop on trade in corals and determining non-detrimental findings. In: *Proceedings of the regional workshop on trade in corals and determining non-detrimental findings (17-20 May 2010, Honiara, Solomon Islands)*, 2011, Noumea, New Caledonia: Secretariat of the Pacific Community.
- Koven, J. F. and Paulay, G. 1997. *Checklist of coral species, Great Astrolabe Reef, Fiji*. Suva, Fiji: USP Marine Studies Programme.
- Lovell, E. 2009. *National management plan for the aquarium trade in Fiji. SPC/SPREP/CRISP Sub-regional workshop for the marine ornamental trade 2-5 December 2008*. Noumea, New Caledonia: Secretariat of the Pacific Community.
- Lovell, E. R. 2003. *Development of an Aquarium Fisheries Management Plan (AFMP) for live corals in the Aquarium Fish, (Fiji) Ltd. collection areas*. Suva, Fiji: Aquarium Fish Fiji Ltd.

- Lovell, E. R. and McLardy, C. 2008. *Annotated checklist of the CITES-listed corals of Fiji with reference to Vanuatu, Tonga, Samoa and American Samoa*. JNCC Report No. 415. Peterborough, UK: Joint Nature Conservation Committee.
- Lovell, E. R. and Whippy-Morris, C. 2008. *Live coral fishery for aquaria in Fiji: Sustainability and management*. Suva, Fiji: University of the South Pacific.
- Manoa, P. E. 2008. *Adaptation of Fiji's legislative framework for the trade in aquarium fish*. Noumea, New Caledonia: CRISP.
- Nair, V. 2003. *Fiji Islands marine ecoregion: An overview of outstanding biodiversity, threats, opportunities and key stakeholders for conservation*. Suva, Fiji: WWF Fiji Programme.
- Nand, Y. 2008. *Non-detrimental finding (NDF) study for coral export in Fiji*. Suva, Fiji: Department of Fisheries-Research.
- Obura, D. and Mangubhai, S. 2003. *Marine biological survey report of the Great Astrolabe Reef, Ono Kadaou, Fiji Barrier Reef Ecoregion, Fiji Islands*. Suva, Fiji: WWF South Pacific Programme.
- Parry-Jones R. 2004. *Fiji's Non-Detriment-Finding Methodology for the extraction and trade in Marine Aquarium Species*. Report by the TRAFFIC Oceania South Pacific Programme to the Government of Fiji. Unpublished report.
- Prasad, B. C. 2010. *Natural resources inventory report of the Fiji Islands 2010. Volume 2: Marine resources inventory of the Fiji Islands*. Suva, Fiji: University of the South Pacific.
- Raymakers, C. 2003. *Monitoring of and quota setting for trade in live corals in Indonesia and Fiji*. Brussels, Belgium: TRAFFIC Europe.
- Roelofs, A. and Silcock, R. 2008. *A vulnerability assessment of coral taxa collected in the Queensland Coral Fishery*. Brisbane, Australia: Department of Primary Industries and Fisheries.
- Suharsano and Bruckner, A. W. 2008. Evaluation of non-detriment finding for trade in stony corals from Indonesia. Case study 5. *NDF Workshop Case Studies, WG9-Aquatic Invertebrates*, Cancun, Mexico: International Expert Workshop on CITES Non-Detriment Finding.
- Sykes, H. and Morris, C. 2009. Status of coral reefs in the Fiji Islands, 2007. In: Whippy-Morris, C. (ed.), *South-west Pacific status of coral reefs report 2007*, Noumea, New Caledonia: CRISP, p.1-52.
- Teh, L., Teh, L., Starkhouse, B. and Sumaila, U. R. 2007. *An overview of socio-economic and ecological perspectives of Fiji's inshore reef fisheries*. Vancouver, Canada: Fisheries Centre, University of British Columbia.
- Turak, E., Sheppard, C. and Wood, E. 2008. *Catalaphyllia jardinei*. IUCN 2010. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4*. [Online]. Available at: www.iucnredlist.org [Accessed: 16 May 2013].
- Veron, J. E. N., DeVantier, L. Turak, E. and Stafford-Smith M. G. 2013. Draft distribution maps in *Coral Geographic*. In www.coralsoftheworld.com
- Veron, J. E. N. 2000. *Corals of the world*. 3rd ed. Stafford-Smith, M. (ed.). Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science.
- Vuki, V., Naqasima, M. and Vave, R. 2000. *Status of Fiji's coral reefs*. Townsville, Australia: Global Coral Reef Monitoring Network.
- Wabnitz, C., Taylor, M., Green, E. and Razak, T. 2003. *From ocean to aquarium: The global trade in marine ornamental species*. Cambridge, UK: UNEP-WCMC.
- Wallace, C. 1999. *Staghorn corals of the world: A revision of the genus Acropora*. Collingwood, Australia: CSIRO Publishing.
- Wilkinson, C. 2004. *Status of coral reefs of the world: 2004*. 1st ed. Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science.
- Wood, E. M. 1983. *Corals of the world*. Surrey, UK: TFH Publishing Ltd.

Euphyllia cristata Chevalier, 1972 : République des Fidji, Îles Salomon, Vanuatu, Viêt Nam

Caryophylliidae

Sélection pour l'Étude du Commerce Important

Lors de sa 25^{ème} réunion, le Comité pour les Animaux (CA) avait retenu *Euphyllia cristata* (tous les États de l'aire de répartition) pour l'ÉCI en tant qu'espèce prioritaire, conformément aux considérations exposées dans le document AC25 Doc 9.6 (AC25, Compte-rendu résumé). *E. cristata* avait été identifiée comme ayant atteint un seuil élevé de volume commercial pour une espèce mondialement menacée ou quasi-menacée en 2008 et en 2009 (Annexe 2, AC25 Doc 9.6). Lors de la 26^{ème} réunion du CA, des réponses avaient été reçues de la part de l'Australie, de la Chine, de l'Indonésie, du Japon et des États-Unis d'Amérique (ci-après, "les États-Unis") (AC26 Doc. 12.3). La République des Fidji ("les Fidji"), la Papouasie-Nouvelle-Guinée, les Philippines, les Îles Salomon, le Vanuatu et le Viêt Nam avaient été conservés pour le processus (AC26, Compte-rendu résumé). Ultérieurement à la 26^{ème} réunion du CA, la Papouasie-Nouvelle-Guinée et les Philippines, vu l'absence de trafic commercial au long des dix dernières années, ont été éliminés du processus avec l'accord du CA, après l'avoir consulté.

A. Résumé

Vue d'ensemble des recommandations concernant *Euphyllia cristata*.

Aperçu général

Cette espèce, largement répandue mais rare, est classée Vulnérable sur la Liste rouge de l'UICN. Un déclin de la population avait été signalé dans certaines zones.

État de l'aire de répartition	Catégorie provisoire	Résumé
Fidji	Moins préoccupante	Faibles niveaux de commerce, sauf en 2002 et 2003, où des quantités considérables avaient été échangées au niveau du genre. Le commerce était resté en-deça des quotas la plupart des années. L'espèce semble assez commune globalement, mais elle est localement rare et affiche une répartition irrégulière. Vu les faibles niveaux de commerce sur 2004-2011, elle est classée Moins préoccupante.
Îles Salomon	Moins préoccupante	Pratiquement aucun commerce international notifié, sauf en 2002 et 2003, où des quantités considérables avaient été commercialisées au niveau du genre. L'état de la population est indéterminé. La collecte de coraux pour l'aquariophilie était jugée constituer un sujet d'inquiétude aux Salomon. Toutefois, vu l'absence virtuelle de commerce, l'espèce est classée Moins préoccupante.
Vanuatu	Moins préoccupante	Très faibles niveaux de commerce sur 2002-2011. L'état de la population est indéterminé, mais la couverture corallienne est globalement bonne. Vu les très faibles niveaux de commerce, l'espèce est classée Moins préoccupante.
Viêt Nam	Moins préoccupante	Pratiquement aucun commerce international sur 2002-2012. Cette espèce est largement répandue mais l'état de la population est indéterminé. La collecte et le commerce de coraux sauvages sont interdits depuis 2003. Vu l'absence virtuelle de commerce international, l'espèce est classée Moins préoccupante.

B. Aperçu de l'espèce

Biologie : *E. cristata* est une espèce de zooxanthelle [elle vit en symbiose avec des microalgues] (Veron, 2000) ahermatypique [ce n'est pas le principal contributeur à la matrice récifale] (Atkinson *et al.*, 2008) qui habite toutes les zones récifales à des profondeurs de 1 à 35 m (Turak *et al.*, 2008). Veron (2000) avait fait remarquer qu'elle était rencontrée dans les environnements récifaux peu profonds.

Cette espèce vit souvent sous forme de petites colonies constituées de polypes individuels (Turak *et al.*, 2008). *E. cristata* est une espèce gonochorique [les spécimens de chaque sexe sont différents] (Wabnitz *et al.*, 2003), et son âge de maturité sexuelle estimé est de trois à huit ans (Turak *et al.*, 2008) comme la plupart des coraux formant des récifs (Wallace, 1999). La longueur moyenne de génération serait d'environ dix ans (Turak *et al.*, 2008). Green et Shirley (1999) avaient observé que les *Euphyllia* spp. étaient les espèces dont la croissance était la plus rapide parmi les principaux coraux scléactiniaires du commerce international, son taux minimal annuel de croissance superficielle étant de 96,5 cm².

Répartition générale et état de conservation : L'aire de répartition d'*E. cristata* (Figure 17) englobe l'Indopacifique occidental, y compris l'Afrique orientale, la mer d'Adaman, l'Indopacifique central, l'Australie, l'Asie du sud-est, le sud du Japon et la mer de Chine orientale, ainsi que le Pacifique océanique occidental (Turak *et al.*, 2008). L'espèce était aussi connue aux Samoa américaines (Fenner comm. pers. in : Turak *et al.*, 2008).



Figure 17. Répartition globale d'*Euphyllia cristata*. Clé : 0 : non enregistrée, 1 : enregistrement confirmé, 2 : enregistrement probable ou prévu. (Source : Veron *et al.*, 2013).

Cette espèce était décrite comme largement répandue, mais rare dans toute son aire de répartition (Turak *et al.*, 2008), et peu commune mais voyante (Veron, 2000). Bien que les tendances spécifiques de la population soient inconnues, des diminutions avaient été inférées du déclin de la qualité de l'habitat (Wilkinson, 2004). L'UICN avait classé cette espèce comme "Vulnérable" en se fondant sur les estimations de dégradation de l'habitat, l'effondrement inféré de la population, de 36 p. cent sur trois générations (trente ans), et sur sa susceptibilité à la menace, ce qui augmente d'autant la probabilité que cette espèce se retrouve absente, en une seule génération à l'avenir, de récifs parvenus à un stade critique (Turak *et al.*, 2008). Une réévaluation d'ici dix ans était jugée nécessaire compte tenu des prévisions de menaces imputables au changement climatique et à l'acidification des océans (Turak *et al.*, 2008).

Il est "plus probable que douteux" qu'*E. cristata* se trouve actuellement en-dessous du seuil de risque critique ; ce qui veut dire que son extinction sera probable vers 2100, malgré une part d'incertitude reconnue dans l'évaluation (Brainard *et al.*, 2011).

La publication de plus ample information concernant l'état de conservation des coraux était imminente ; veuillez consulter le site <http://www.coralsoftheworld.com/>.

Menaces : *E. cristata* était considérée fortement collectée pour l'aquariophilie (Turak *et al.*, 2008). Green et Shirley (1999) avaient fait remarquer que les coraux du genre *Euphyllia* étaient fréquemment colorés et présentaient des polypes de grande taille, ce qui les rendait attrayants pour le commerce aquariophile de spécimens vivants. D'après Bruckner (2000), les *Euphyllia* spp. font partie des coraux les plus abondants dans le commerce, en partie parce qu'il faut continuellement les remplacer, leur survie en captivité s'avérant précaire ; souvent aussi, ces espèces sont endommagées pendant la collecte, et elles sont susceptibles aux maladies et difficiles à acclimater aux conditions artificielles.

Les menaces non-extractives des espèces de corail incluent, d'une manière générale, le changement climatique, qui entraîne une augmentation des températures marines et un blanchissement des coraux (une expulsion des algues symbiotiques induite par le stress), les maladies du corail, ainsi qu'une aggravation des phénomènes ENSO (*El Niño Southern Oscillation*), des tempêtes et de l'acidification des océans (Turak *et al.*, 2008). *E. cristata* serait particulièrement susceptible aux maladies du corail et au blanchissement (Wilkinson, 2004). Cependant, d'après Rachello-Dolmen et Cleary (2007), les *Euphyllia* spp. sont des espèces "tolérantes au stress" capables de vivre dans des zones à forte sédimentation ou eutrophisées, et Roelofs et Silcock (2008) considéraient que ce genre affichait une faible susceptibilité au blanchissement corallien.

Parmi les autres événements susceptibles de menacer les communautés des récifs coralliens figurent la pollution, les espèces invasives altérant les dynamiques des espèces indigènes, ainsi que les activités de développement humain ; toutefois, la gravité de ces menaces combinées vis-à-vis de la population globale d'*E. cristata* était inconnue (Turak *et al.*, 2008).

Vue d'ensemble concernant le commerce et la gestion : *E. cristata* figure à l'Annexe II de la CITES depuis le 01/08/1985. La Notification CITES n°2013/035 fournit une liste des genres de coraux durs pour lesquels l'identification au niveau du genre est acceptable aux fins de la mise en œuvre des documents Resolution Conf. 11.17 (Rev. CdP 16) et Resolution Conf. 12.3 (Rev. CdP 16). Cette liste inclut le genre *Euphyllia* (uniquement applicable aux coraux morts). La Notification spécifie que ces taxons devraient néanmoins faire l'objet d'une identification au niveau de l'espèce, lorsque cela est possible. Par conséquent, les échanges ci-dessous incluent un résumé du commerce renseigné au niveau du genre.

L'Union européenne a suspendu le commerce de sauvages *Euphyllia* spp. depuis l'Indonésie en 2000 ; cette suspension, conformément au Règlement de la Commission (CE) n° 578/2013, du 17 juin 2013, restait en vigueur au moment où nous rédigeons ces lignes (septembre 2013).

C. Étude pays par pays

FIDJI

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence d'*E. cristata* en République des Fidji avait été confirmée par Veron (2000). Cette espèce avait été signalée dans les îles Mamanuca, à l'ouest des Fidji (Nuku, Sunflower, Honeymoon, Wadigi) et à Volivoli (Mani), au nord de Viti Levu, la principale île des Fidji (Fenner, 2006a, 2006b). Sa présence avait aussi été constatée dans les récifs de Great Astrolabe (100 km au sud de Viti Levu) (Koven et Paulay, 1997), mais d'après Obura et Mangubhai (2003) elle semblait absente des récifs de Great Astrolabe et de North Astrolabe.

Tendances et état de la population : Aucune estimation de la population n'était disponible concernant la population fidjienne d'*E. cristata*. Cette espèce était jugée assez commune dans le pays (J. Comley, comm. pers. au UNEP-WCMC, 2013), mais "rare" sur chaque site étudié à la plage de Volivoli, au nord de Viti Levu (Fenner, 2006a, 2006b). D'après Nand (2008), les *Euphyllia* spp. affichaient une distribution fragmentée sur les sites de collecte de l'Aquarium Fish Fiji (AFF) étudiés, dans le sud (couvrant Beqa, Yanunca, Navua, Pacific Harbour et Serua), avec une couverture corallienne totale estimée de 112 405 m², en se fondant sur une extrapolation des zones étudiées. Sur les sites de collecte de Walt Smith International (WSI), depuis Lautoka jusqu'au groupe d'îles Yasawa, dans la partie occidentale des Fidji, la couverture corallienne totale des *Euphyllia* spp. était estimée à 699 905 m² (Nand, 2008). Sur les 29 taxons coralliens inscrits sur la liste CITES découverts au cours des enquêtes (pour la plupart seulement identifiés au niveau du genre), les *Euphyllia* spp. faisaient partie des moins communes dans les deux principales zones de collecte (WSI et AFF) fidjiennes (Nand, 2008). Toutefois, les zones de

collecte affichaient une plus grande diversité et une plus grande abondance de corail par comparaison avec d'autres zones (Nand, 2008).

D'après Chin *et al.* (2011), les récifs fidjiens affichaient une couverture corallienne moyenne de 45 p. cent (intervalle de 8 à 60 p. cent), laquelle était restée inchangée depuis un rapport antérieur sur le statut (Wilkinson, 2008). Les données de suivi depuis 1999 suggéraient que les récifs fidjiens affichaient de bonnes conditions, une forte résilience et un bon potentiel de récupération après des événements de blanchissement des coraux (comme en 2000 et 2002), ainsi que face à la prolifération des acanthasters pourpres [*Acanthaster planci*] et aux cyclones (Lovell et Sykes, 2008 ; Sykes et Morris, 2009). La repousse rapide du corail dans de nombreuses zones après des perturbations indiquait que le statut du récif était stable, avec peu d'indices d'un stress à grande échelle ou prolongé, de dégâts, ni de perte de couverture corallienne sur les récifs étudiés (Chin *et al.*, 2011).

Menaces : La collecte des ressources récifales pour l'aquariophilie était considérée comme une préoccupation potentielle (Chin *et al.*, 2011) et poser un risque potentiel (Center for Ocean Solutions, 2009). Teh *et al.* (2007) avaient affirmé que le commerce des ressources récifales coralliennes fidjiennes, et notamment des coraux, exacerbait probablement l'exploitation d'écosystèmes récifaux déjà stressés. Raymakers (2003) avait signalé que la collecte de coraux vivants se limitait principalement à l'île de Viti Levu à cause de la proximité de l'aéroport international. Aucune inquiétude spécifique à l'espèce n'avait été signalée. Toutefois, les effets du commerce sur cette espèce n'étaient considérés que "guère préoccupants" (J. Comley, comm. pers. au UNEP-WCMC, 2013).

Pour plus d'information concernant les menaces des coraux en République des Fidji, veuillez consulter la section "Menaces" de *Catalaphyllia jardinei*.

Commerce : Les Fidji avaient transmis tous leurs rapports annuels à partir de 2002, sauf en 2003, 2011 et 2012. Ce pays avait publié un quota d'exportation CITES concernant les *E. cristata* sauvages, vivants ou morts (morceaux) chaque année à partir de 2003, sauf en 2006 (Tableau 1). D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, le commerce signalé à partir de 2002 était resté en-deçà du quota d'exportation tous les ans d'après les données fournies aussi bien par les pays importateurs que par l'exportateur, sauf en 2009, où le quota avait apparemment été dépassé de 46 morceaux d'après les données fournies par les pays importateurs.

Tableau 1. Quotas d'exportation CITES concernant les *Euphyllia cristata* sauvages, vivants ou morts (morceaux) depuis les Fidji, et exportations directes globales, telles que notifiées par les pays importateurs et par l'exportateur, sur 2003-2013. (Aucun quota n'avait été publié en 2002 ni 2006 ; les Fidji n'avaient transmis aucun rapport annuel pour 2003 ni 2011 ; les données sur le commerce pour 2012 et 2013 n'étaient pas encore disponibles.)

	Communiqué par	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Quota (bruts et vivants)		78	78	156	-	156	117	117	600	600	600	600
coraux vivants	Importateur	3		153	65	31		158		22		
	Exportateur		21	49	36	2			6			
coraux bruts	Importateur							5				
	Exportateur											
Totaux partiels (coraux bruts et vivants)	Importateur	3		153	65	31		163		22		
	Exportateur		21	49	36	2			6			

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Aucun autre commerce direct d'*E. cristata* depuis les Fidji n'avait été signalé sur 2002-2012. Tout le commerce du Tableau 1 visait des fins commerciales ; le principal pays importateur était les États-Unis. Le commerce indirect d'*E. cristata* originaires de République des Fidji sur 2002-2012 était constitué de petites quantités de coraux sauvages bruts vivants exportées à des fins commerciales en 2006, 2010 et 2011.

Le commerce direct d'*Euphyllia* depuis les Fidji renseigné au niveau du genre était principalement constitué de coraux sauvages vivants exportés à des fins commerciales, dont

des quantités importantes au cours de la période 2002-2003, mais relativement faibles par la suite (Tableau 2). Le commerce indirect d'*Euphyllia* originaire des Fidji renseigné au niveau du genre était lui aussi surtout constitué de coraux sauvages vivants exportés à des fins commerciales ; aucun commerce indirect n'avait été signalé depuis 2005.

Tableau 2. Exportations directes d'*Euphyllia* depuis les Fidji renseignées au niveau du genre, 2002-2011. (Aucun commerce n'avait été signalé pour 2007-2008, 2010 ni 2012 ; les Fidji n'avaient transmis aucun rapport annuel pour 2003, 2011 ni 2012).

Terme	Source	Finalité	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2006	2009	2011	Total
vivants	W	T	Importateur	2205	1590	4		11		4	3814
			Exportateur	1663					20		1683
	I	T	Importateur						5	25	30
			Exportateur								
coraux bruts	W	E	Importateur								
			Exportateur	2							2
	T	E	Importateur	8			15				23
			Exportateur								

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Gestion : Pour tout renseignement général concernant la gestion des coraux en République des Fidji, veuillez consulter la section "Gestion" de *Catalaphyllia jardinei*.

D'après une étude du Département de la pêche portant sur un éventuel ACNP concernant les coraux en République des Fidji, une moyenne de 1 767,5 spécimens [en principe, des coraux vivants] d'*Euphyllia* spp. avait été collectée annuellement pour l'exportation, soit 2,11 p. cent du stock sauvage, estimé à environ 83 900 coraux vivants sur les sites de collecte (Nand, 2008).

La proportion "durable" du niveau de collecte des espèces de corail depuis les zones de collecte oscille entre zéro et trois p. cent, selon les caractéristiques de l'espèce en question, son abondance, et la taille du site (Parry-Jones, 2004).

ÎLES SALOMON

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence d'*E. cristata* aux Salomon avait été confirmée par Veron (2000) et Veron et Turak (2006). Sa présence avait été constatée dans 59 sites sur les 113 étudiés dans les neuf plus grandes îles de la principale chaîne insulaire des Salomon (Turak, 2006).

Tendances et état de la population : On ne disposait ni d'estimations, ni de tendances concernant *E. cristata* aux Salomon. *E. cristata* n'était jugée abondante sur aucun des sites étudiés dans les neuf plus grandes îles en 2004 (Turak, 2006).

Les données permettant d'évaluer le statut des récifs coralliens des Salomon étaient limitées, mais la forte couverture corallienne dans la province Occidentale et son état de santé général indiquaient que leur statut pourrait être stable et les coraux potentiellement très résilients (Chin *et al.*, 2011). La surface de la zone récifale corallienne des Salomon était estimée à 5 750 km², et leur couverture corallienne moyenne à 30 p. cent (Wilkinson, 2008) ; les communautés des récifs coralliens étaient globalement dans de bonnes conditions (Turak, 2006).

Menaces : L'extraction de coraux vivants pour le commerce aquariophile international, en essor, constitue un sujet d'inquiétude, les collecteurs ayant observé des déclinés de l'abondance de certains coraux (Albert *et al.*, 2012) et les villageois ayant signalé des épuisements locaux des récifs par suite de l'extraction du corail à Nggela (Sulu *et al.*, 2000). La collecte de corail semble se cantonner à certaines zones récifales et, à l'échelle nationale, l'impact sur les récifs était jugé limité et local (Albert *et al.*, 2012). Il est à craindre que la collecte de corail vivant pour la fabrication de chaux n'affecte négativement les communautés des récifs coralliens (Veron et Turak, 2006), bien que la collecte de corail pour la chaux soit surtout constituée d'*Acropora* spp. (Spalding *et al.*, 2001 ; Albert *et al.*, 2012).

D'après Burke *et al.* (2011), la surpêche, les méthodes destructrices de pêche et la pollution d'origine terrestre constituent les principales menaces des récifs coralliens aux Salomon, mais l'augmentation d'autres pressions liées à l'accroissement de la population humaine est à craindre. L'extraction forestière (Veron et Turak, 2006 ; Kere, 2008), les impacts naturels tels que le changement climatique (Albert *et al.*, 2012) et les dégâts provoqués par les acanthasters pourpres [*Acanthaster planci*] (Green *et al.*, 2006) constituent autant de menaces supplémentaires. 71 p. cent des récifs du pays seraient menacés par les activités locales, dont 42 p. cent moyennement menacés, 24 p. cent fortement menacés, et 6 p. cent très fortement menacés ; globalement, les risques encourus par les récifs étaient jugés "probablement en augmentation" (Chin *et al.*, 2011).

Commerce : Les Salomon étaient devenues Partie de la CITES en 2007, et avaient transmis leurs rapports annuels CITES de 2008 à 2010, mais n'avaient publié aucun quota d'exportation CITES concernant *E. cristata*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, les échanges directs d'*E. cristata* depuis les Salomon sur 2002-2012 étaient constitués de coraux sauvages vivants importés à des fins commerciales par les États-Unis (16 coraux, en 2006) et par le Japon (20 coraux, en 2007) ; le commerce avait été notifié par les seuls pays importateurs. Aucun commerce indirect d'*E. cristata* provenant des Salomon n'avait été signalé sur 2002-2012.

Le commerce direct d'*Euphyllia* renseigné au niveau du genre depuis les Salomon sur 2002-2012 était principalement constitué de coraux sauvages vivants exportés à des fins commerciales ; les quantités signalées étaient importantes en 2002 et en 2003, mais relativement faibles par la suite (Tableau 3). Le commerce indirect d'*Euphyllia* renseigné au niveau du genre depuis les Salomon était lui aussi surtout constitué de coraux sauvages vivants exportés à des fins commerciales ; aucun commerce indirect n'avait été notifié depuis 2005.

Tableau 3. Exportations directes d'*Euphyllia* renseignées au niveau du genre depuis les Îles Salomon, 2002-2011. La totalité des échanges visaient des fins commerciales. (Aucun commerce n'avait été signalé pour 2007 ou 2012 ; les Salomon étaient devenues Partie de la CITES en 2007 et avaient soumis leurs rapports annuels de 2008 à 2010).

Terme	Source	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2006	2008	2009	2010	2011	Total	
vivants	W	Importateur	4361	8526	2	75	351	10				13325	
		Exportateur							245	260		505	
	C	Importateur	16										16
		Exportateur											
	I	Importateur								2	22	5	29
		Exportateur											
coraux bruts	W	Importateur	350			20						370	
		Exportateur											

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Gestion : *E. cristata* ne semblait pas bénéficier d'une protection spécifique au titre de la législation des Salomon. La loi de Protection et de gestion de la vie sauvage, de 1998, portait la mise en œuvre des réglementations CITES, mais cela ne semble limiter ni le commerce, ni l'exportation de coraux (Îles Salomon, 1998b) ; toutefois, la loi sur la Pêche, également de 1998, interdit toute exportation de coraux vivants sans licence (Îles Salomon, 1998a). Albert *et al.* (2012) avaient signalé que l'exportation de coraux depuis les Salomon était réglementée par un système de quotas, mais ces auteurs considéraient que trop peu d'informations avaient été recueillies concernant la durabilité de la collecte du corail pour le commerce aquariophile et le marché des curiosités. Seul un opérateur (Aquarium Arts Solomon) était titulaire d'une licence pour exporter des coraux vivants, et deux autres étaient titulaires de licences pour l'exportation de curiosités (Trinidad *et al.*, 2012).

La plupart des coraux vivants destinés à l'aquariophilie étaient extraits des îles de Nggela et de Florida (Province Centrale), et de plus faibles quantités de Marau Sound et des alentours de la capitale, Honiara (Sulu *et al.*, 2000 ; Kinch, 2004 ; Lal et Kinch, 2005), mais l'impact des collectes était limité à des zones localisées (Albert *et al.*, 2012).

Un réseau, le Solomon Coral Reef Monitoring Network, assure le suivi d'un certain nombre de sites récifaux du pays (Chin *et al.*, 2011), lesquels n'incluent apparemment pas la zone de Nggela. Albert *et al.* (2012) avaient identifié la nécessité d'élaborer des évaluations préliminaires exhaustives concernant les coraux des sites les plus collectés, et de les concentrer sur les espèces de corail ciblées par le commerce, dans le cadre d'un futur Plan national de gestion du corail ; ils faisaient remarquer le manque d'information concernant le statut des récifs coralliens dans les zones d'extraction.

La compréhension des réglementations halieutiques nationales et celle des aspects liés à la gestion des ressources étaient jugées assez limitées au niveau local, l'étendue considérable du littoral entraînant des difficultés à mettre en œuvre les réglementations en la matière (Pacific Horizon Consultancy Group, 2008 ; Wilkinson, 2008). Bien que l'usage de dynamite pour la pêche soit interdit au titre de la loi sur la Pêche (1998), cette pratique serait encore utilisée localement (Albert *et al.*, 2012).

Le mode de gestion coutumière à travers la titularité et la propriété (Spalding *et al.*, 2001 ; Green *et al.*, 2006) était jugé très important pour la gestion des récifs coralliens (Sulu *et al.*, 2000), les propriétaires de récifs pouvant déclarer la protection de zones à court terme, voire la clôture/ouverture de zones (Ramhoia, 2005). Des AMP gérées par les communautés avaient été créées à Marau Sound, Ngella, Marovo Lagoon, Tetepare, Roviana Lagoon et Gizo, et l'incorporation de ces AMP au sein d'un réseau plus vaste d'Aires marines légalement protégées avait été suggérée par Green *et al.* (2006). Govan (2009) avait signalé l'existence aux Salomon de 115 zones de non-capture au sein de 22 AMP, 113 Aires marines gérées au niveau local (LMMA), et 109 zones incluant une composante marine protégée par la communauté. Si les initiatives de gestion communautaire telles que les LMMA étaient jugées prometteuses, l'efficacité globale de la gestion était inconnue, et de plus amples études de ces systèmes avaient été recommandées (Chin *et al.*, 2011).

Un Plan d'action national avait été développé dans le cadre de l'Initiative du Triangle du Corail ; axé sur la gestion communautaire, ce Plan vise un usage durable des ressources marines et la conservation de la biodiversité (MECM/MFMR, 2010). Les actions nationales prioritaires comprenaient : le développement de la législation concernant les Aires protégées, la création et la gestion efficace d'AMP, le développement de meilleures pratiques et d'orientations pour la gestion communautaire des pêcheries, la mise en œuvre d'enquêtes concernant les espèces prioritaires, et la collecte d'informations sur les espèces menacées figurant sur la liste nationale (MECM/MFMR, 2010). D'après Burke *et al.* (2011), 6 p. cent des récifs des Salomon étaient protégés.

Albert *et al.* (2012) avaient signalé que l'élevage du corail en *farming* pour l'aquariophilie était établi dans le pays.

VANUATU

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence d'*E. cristata* au Vanuatu avait été confirmée par Veron (2000). L'espèce était collectée au sud de l'île d'Aneityum, dans le sud du Vanuatu (Veron, 1990).

Tendances et état de la population : Cette espèce était considérée rare au Vanuatu (Veron, 2000). Aucune autre information concernant les tendances ou le statut de la population n'était disponible.

Chin *et al.* (2011) avaient signalé que la couverture corallienne des récifs du Vanuatu était généralement bonne, mais qu'aucune donnée de suivi à long terme n'était disponible, ce qui empêchait de déterminer la résilience, les tendances à long terme ou le statut global des récifs coralliens ; toutefois, une récupération locale à la suite d'évènements destructeurs avait été observée. Des signes de déclin des habitats de récifs coralliens du Vanuatu avaient néanmoins été signalés par Naviti et Aston (2000).

Menaces : La surexploitation était considérée comme une menace majeure pour les récifs coralliens du Vanuatu (Raubani, 2009 ; Whippy-Morris, 2009). La collecte du corail dans ce pays semblait n'avoir eu que des impacts négatifs très limités (*Center for Ocean Solutions*, 2009 ; Raubani, 2009), et le niveau d'exploitation n'était pas considéré comme une menace (Amos, 2007). Cependant, le manque de suivi et de gestion stricte pourrait représenter une menace pour les coraux, et il était recommandé de

protéger la ressource au plus tôt (Amos, 2007). L'extraction de corail constituait un sujet d'inquiétude, et la collecte des ressources récifales pour l'aquariophilie un sujet d'inquiétude potentielle (Chin *et al.*, 2011).

Parmi les autres menaces figurent les dégâts provoqués aux récifs coralliens par les méthodes destructrices de pêche (Amos, 2007), bien que ces pratiques soient considérées peu communes (Pakoa, 2007 ; Raubani, 2009). Outre le changement climatique, la sédimentation et l'eutrophisation à proximité des centres urbains constituaient également des sujets d'inquiétude prioritaires (Naviti et Aston, 2000). Quatre-vingt-douze p. cent des récifs du pays étaient jugés menacés par les activités locales : 37 p. cent moyennement menacés, 41 p. cent fortement menacés, et 14 p. cent très fortement menacés ; les risques globaux des récifs étaient jugés "probablement en augmentation" (Chin *et al.*, 2011).

Commerce : Le Vanuatu avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2011, mais n'avait publié aucun quota d'exportation CITES concernant *E. cristata*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, un commerce direct d'*E. cristata* depuis le Vanuatu n'avait été signalé que de 2007 à 2009 ; il était constitué de coraux sauvages et produits en captivité, exportés à des fins commerciales (Tableau 4). Le principal pays importateur était les États-Unis. Aucun commerce indirect d'*E. cristata* provenant du Vanuatu n'avait été signalé sur 2002-2012.

Tableau 4. Exportations directes d'*Euphyllia cristata* depuis le Vanuatu, 2007-2009. La totalité des échanges visaient des fins commerciales. (Le rapport annuel du Vanuatu pour 2012 n'avait toujours pas été reçu ; aucun commerce n'avait été notifié sur la période 2002-2006 ni sur 2010-2012).

Terme	Source	Communiqué par	2007	2008	2009	Total
vivants	W	Importateur	3	31	6	40
		Exportateur	6			6
	C	Importateur				
		Exportateur	21	77		98
	F	Importateur			7	7
		Exportateur				
coraux bruts	F	Importateur				
		Exportateur			12	12

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Le commerce direct d'*Euphyllia* renseigné au niveau du genre depuis le Vanuatu sur 2002-2012 était principalement constitué de coraux sauvages vivants exportés à des fins commerciales, en 2003 ; de faibles quantités de coraux bruts vivants produits en captivité, et de spécimens sauvages à visée scientifique avaient aussi été signalées (Tableau 5). Aucun commerce indirect d'*Euphyllia* renseigné au niveau du genre provenant du Vanuatu n'avait été signalé sur 2002-2012.

Tableau 5. Exportations directes d'*Euphyllia* renseignées au niveau du genre depuis le Vanuatu, 2003-2010. (Le rapport annuel du Vanuatu pour 2012 n'avait toujours pas été reçu ; aucun commerce n'avait été notifié en 2002, ni sur 2004-2005, ni sur 2011-2012).

Terme	Source	Finalité	Communiqué par	2003	2006	2007	2008	2009	2010	Total
vivants	W	T	Importateur	44						44
			Exportateur	240						240
	F	T	Importateur				2			2
			Exportateur							
	I	T	Importateur				1			1
			Exportateur							
coraux bruts	F	T	Importateur							
			Exportateur						20	20
spécimens	W	S	Importateur			1				1
			Exportateur		1					1

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Les coraux seraient collectés, dans une certaine mesure, pour la clientèle touristique locale du pays (Amos, 2007).

Gestion : Le Département de la pêche est responsable de la gestion et du contrôle des ressources halieutiques au Vanuatu (Gouvernement du Vanuatu, 2010). La loi sur la Pêche n° 55 (de 2005) interdit la collecte de coraux à l'intérieur de réserves marines et l'utilisation d'explosifs ou de poison pour la pêche (Vanuatu, 2005).

Le Plan national de gestion du commerce marin aquariophile de 2009, du Département de la pêche, interdit la collecte de coraux sauvages dans tout parc ou sanctuaire marin, toute AMP gérée par la communauté, ainsi que sur les sites touristiques de plongée sous-marine ; il interdit également l'exportation de coraux sauvages vivants, à l'exception des spécimens de source "F", lesquels doivent afficher nettement une croissance autour de leur base, et provenir de sources connues (Département de la Pêche du Vanuatu, 2009). D'après Kinch *et al.* (2011), le Département de la Pêche avait décrété l'interdiction de collecte et d'exportation de coraux sauvages dès le début des années 1990. La collecte de coraux et celle de rochers font l'objet de permis, et seule la collecte manuelle en apnée est autorisée ; les dispositifs de respiration sous-marins font également l'objet de permis (Gouvernement du Vanuatu, 2010).

D'après Amos (2007), le Département de la Pêche avait lancé en 1998 un Programme de suivi des récifs coralliens. Un suivi de routine des pêcheries côtières commerciales d'espèces d'aquarium devait être entrepris en consonance avec le Plan national de gestion du commerce marin aquariophile (Département de la Pêche du Vanuatu, 2009). Le suivi des récifs coralliens était jugé sporadique et confronté à un certain nombre de défis (Chin *et al.*, 2011), dont un manque de financement et de moyens (Whippy-Morris, 2009).

En 2009, les AMP gérées au local couvraient 58 km², et 89 km² d'aires marines jouissaient d'un statut de non-collecte (Govan, 2009). Au moins 80 villages étaient supposés gérer des AMP (Chin *et al.*, 2011) ; l'efficacité des AMP dans le pays était jugée variable (Raubani, 2008, 2009).

VIET NAM

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence d'*E. cristata* au Viêt Nam avait été confirmée par Veron (2000). Tuan *et al.* (2005) l'avaient observée à Hòn Môt, dans l'AMP de la baie de Nha Trang, province de Khánh Hòa (centre-sud du Viêt Nam), et Latypov (2011) au large des îles Côn Đảo, dans le sud-est du Viêt Nam. L'OG CITES vietnamien la considérait largement répandue du nord au sud du Viêt Nam, y compris dans les îles de Bach Long Vi, Côn Cỏ, Hon Mun, Côn Đảo et Phú Quốc (OG CITES du Viêt Nam, *in litt.* au UNEP-WCMC, 2013).

Si la présence de plusieurs espèces d'*Euphyllia* spp. au large de l'île de Hon Nai, dans la baie de Cam Ranh (sud du Viêt Nam) avait été constatée, *E. cristata* n'en faisait pas partie (Latypov et Selin, 2012). Des *Euphyllia* spp. avaient été observées sur les récifs-barrières de Jiang Bo (Latypov et Selin, 2008), ainsi qu'au sommet des pentes récifales, au cours d'enquêtes dans les îles de Thô Châu, Côn Đảo et Thu, dans le sud-est du pays (Latypov et Selin, 2011).

Tendances et état de la population : *E. cristata* était jugée rare dans l'AMP de la baie de Nha Trang (Tuan *et al.*, 2005), mais le genre était considéré assez commun sur les récifs de Jiang Bo (Latypov et Selin, 2008). Aucune autre d'information concernant les tendances ou le statut de la population n'était disponible.

Les conditions des récifs vietnamiens étaient considérées "bonnes" pour 70 p. cent d'entre eux, mais "mauvaises" pour 20 p. cent, et 1 p. cent seulement étaient jugées "saines" (Wilkinson, 2008). Les connaissances quant à l'étendue, aux conditions et à la composition des récifs coralliens vietnamiens étaient cependant considérées très limitées (Tran *et al.*, 2012). Des enquêtes locales avaient indiqué que les communautés coralliennes des îles de Thô Chu, Côn Đảo et Thu, dans le golfe du Siam et le sud du Viêt Nam, étaient dans de bonnes conditions ; des couvertures coralliennes locales d'entre 10 et 90 p. cent avaient été enregistrées en 2010 (Latypov et Selin, 2011). Si la couverture corallienne semblait stable dans certaines zones, comme par exemple dans l'AMP de Côn Đảo, elle semblait avoir

décliné de 40 p. cent à l'île de Bach Long Vi, et l'on considérait qu'elle avait globalement décliné dans l'ensemble du pays (OG CITES du Viêt Nam, *in litt.* au UNEP-WCMC, 2013).

Menaces : La surcollecte, la perte d'habitat, la pollution et les désastres naturels ont été identifiés comme les principales menaces des récifs coralliens (OG CITES du Viêt Nam, *in litt.* au UNEP-WCMC, 2013), auxquelles il faut ajouter l'impact des pratiques halieutiques destructrices (Tuan *et al.*, 2006).

Commerce : Le Viêt Nam avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2011, mais n'avait publié aucun quota d'exportation CITES concernant *E. cristata*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, aucun commerce direct d'*E. cristata* depuis le Viêt Nam n'avait été signalé sur 2002-2012. Le commerce indirect d'*E. cristata* provenant du Viêt Nam sur 2002-2012 était constitué de deux coraux sauvages vivants réexportés via les États-Unis au Royaume Uni, à des fins commerciales, en 2007 ; il n'avait été notifié que par le seul pays importateur.

Le commerce d'*Euphyllia* provenant du Viêt Nam renseigné au niveau du genre sur 2002-2012 était constitué de coraux saisis/confisqués importés directement depuis le Viêt Nam par les États-Unis en 2006 (cinq coraux vivants), en 2008 (43 coraux vivants et 32 coraux bruts) et en 2011 (deux coraux vivants), et d'un spécimen de corail sauvage brut qui avait été réexporté via les États-Unis à des fins commerciales, en 2003.

Gestion : Plusieurs activités de suivi au niveau local de l'écosystème corallien avaient été entreprises au Viêt Nam (Tun, 2006) ; cependant, le manque de suivi et de gestion de cette espèce au niveau national avait été fait remarquer (OG CITES du Viêt Nam, *in litt.* au UNEP-WCMC, 2013).

L'OG CITES vietnamien a confirmé que toute collecte et tout commerce de coraux rocheux sauvages était interdits depuis 2003, conformément à la loi sur la Pêche de 2003 ; tout commerce doit respecter les réglementations CITES et vietnamiennes (OG CITES du Viêt Nam, *in litt.* au UNEP-WCMC, 2013).

Les mesures de protection semblaient avoir amélioré le statut des récifs des îles de Hon Mun, Bach Long Vi et Côn Đảo, ainsi qu'au récif de Noi (Latypov et Selin, 2012). En 2010, le gouvernement vietnamien avait donné son accord à la création de seize AMP (Décision n° 742/QD-TTg), dont huit avaient effectivement été mises en place en 2013 ; le nombre d'AMP devait être porté à vingt vers 2020 (Directorat de la Pêche, 2013).

D. Problèmes identifiés mais sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a)

Une partie du commerce portant sur des spécimens vivants d'*Euphyllia* avait été renseignée au niveau du genre, en contradiction avec la Notification CITES n°2013/035, et d'autres Notifications antérieures dans ce sens.

Les Fidji n'avaient pas transmis leur rapport annuel à trois reprises (2003, 2011 et 2012).

E. Bibliographie

- Amos, M. J. 2007. *Vanuatu fishery resource profiles. IWP-Pacific Technical Report no. 49*. Apia, Samoa: SPREP.
- Atkinson, M., Kerrigan, B., Roelofs, A. and Smith, T. 2008. Non detriment finding for CITES-listed corals in the Queensland coral fishery. Case study 4 - Appendices. In: *NDF Workshop Case Studies, WG9-Aquatic Invertebrates*, Cancun, Mexico: International Expert Workshop on CITES Non-Detriment Finding.

- Brainard, R. E., Birkeland, C., Eakin, C. M., McElhany, P., Miller, M. W., Patterson, M. and Piniak, G. A. 2011. *Status review report of 82 candidate coral species petitioned under the U.S. Endangered Species Act*. Honolulu, Hawaii: US Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-PIFSC-27.
- Bruckner, A. W. 2000. New threat to coral reefs: trade in coral organisms. *Issues in Science and Technology*, 17 (1), p.63–68.
- Center for Ocean Solutions. 2009. *Pacific Ocean synthesis - Scientific literature review of coastal and ocean threats, impacts, and solutions*. Stanford, CA, USA: The Woods Center for the Environment, Stanford University.
- Chin, A., Lison de Loma, T., Reytar, K., Planes, S., Gerhardt, K., Clua, E., Burke, L. and Wilkinson, C. 2011. *Status of coral reefs of the Pacific and outlook: 2011*. Washington D.C., USA: Global Coral Reef Monitoring Network.
- Chou, L. M., Tuan, V. S., Yeemin, T., Cabanban, Suharsono and Kessna, I. 2002. Status of southeast Asian coral reefs. In: Wilkinson, C. (ed.), *Status of Coral Reefs of the World 2002*, Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Sciences, p.123–152.
- Comley, J. 2013. James Comley (Institute of Applied Science, University of the South Pacific) pers. comm. to UNEP-WCMC, 15/03/2013.
- Directorate of Fisheries. 2013. *Development of Viet Nam Marine Protected Area Network, status and challenges*. [Online]. Available at: <http://www.fistenet.gov.vn/vietnam-fisheries/development-of-viet-nam-marine-protected-area-network-status-and-challenges> [Accessed: 14 August 2013].
- Fenner, D. 2006a. *Coral diversity survey: Mamanuca Islands and Coral Coast, Fiji, 2005*. Pago pago, American Samoa: University of South Pacific.
- Fenner, D. 2006b. *Reef corals of the Volivoli Beach area near Rakiraki, Veti Levu, Fiji*. Surrey, UK: Volivoli Beach Resort and Coral Cay Conservation.
- Govan, H. 2009. *Status and potential of locally-managed marine areas in the South Pacific: Meeting nature conservation and sustainable livelihood targets through wide-spread implementation of LMMAs*. Suva, Fiji: SPREP/WWF/WorldFish-Reefbase/CRISP.
- Government of Vanuatu. 2010. *Ministry of Agriculture*. [Online]. Available at: <http://www.governmentofvanuatu.gov.vu/index.php/government/agriculture> [Accessed: 10 August 2013].
- Green, E. P. and Shirley, F. 1999. *The global trade in corals*. Cambridge, UK: WCMC Biodiversity Series No. 10.
- Kinch, J., Teitelbaum, A. and Pippard, H. 2011. Proceedings of the regional workshop on trade in corals and determining non-detrimental findings. In: *Proceedings of the regional workshop on trade in corals and determining non-detrimental findings (17-20 May 2010, Honiara, Solomon Islands)*, 2011, Noumea, New Caledonia: Secretariat of the Pacific Community.
- Koven, J. F. and Paulay, G. 1997. *Checklist of coral species, Great Astrolabe Reef, Fiji*. Suva, Fiji: USP Marine Studies Programme.
- Latypov, Y. Y. 2011. Scleractinian corals and reefs of Vietnam as a part of the Pacific reef ecosystem. *Open Journal of Marine Science*, 1, p.50–68.
- Latypov, Y. Y. and Selin, N. I. 2008. Coral communities of barrier reefs of Vietnam. *Russian Journal of Marine Biology*, 34 (3), p.143–150.
- Latypov, Y. Y. and Selin, N. I. 2011. Current status of coral reefs of islands in the Gulf of Siam and Southern Vietnam. *Russian Journal of Marine Biology*, 37 (4), p.255–262.
- Latypov, Y. Y. and Selin, N. I. 2012. The composition and structure of a protected coral reef in Cam Ranh Bay in the South China Sea. *Russian Journal of Marine Biology*, 38 (2), p.112–121.
- Lovell, E. 2009. *National management plan for the aquarium trade in Fiji. SPC/SPREP/CRISP Sub-regional workshop for the marine ornamental trade 2-5 December 2008*. Noumea, New Caledonia: Secretariat of the Pacific Community.
- Lovell, E. R. and McLardy, C. 2008. *Annotated checklist of the CITES-listed corals of Fiji with reference to Vanuatu, Tonga, Samoa and American Samoa*. JNCC Report No. 415. Peterborough, UK: Joint Nature Conservation Committee.
- Lovell, E. R. and Sykes, H. 2008. Rapid recovery from bleaching events - Fiji Coral Reef Monitoring Network Assessment of hard coral cover from 1999-2007. In: *11th International Coral Reef*

- Symposium, Ft. Lauderdale, Florida, 7-11 July, 2008*, Suva, Fiji: University of the South Pacific, p.830–834.
- Lovell, E. R. and Whippy-Morris, C. 2008. *Live coral fishery for aquaria in Fiji: Sustainability and management*. Suva, Fiji: University of the South Pacific.
- Manoa, P. E. 2008. *Adaptation of Fiji's legislative framework for the trade in aquarium fish*. Noumea, New Caledonia: CRISP.
- Nair, V. 2003. *Fiji Islands marine ecoregion: An overview of outstanding biodiversity, threats, opportunities and key stakeholders for conservation*. Suva, Fiji: WWF Fiji Programme.
- Nand, Y. 2008. *Non-detrimental finding (NDF) study for coral export in Fiji*. Suva, Fiji: Department of Fisheries-Research.
- Naviti, W. and Aston, J. 2000. Status of coral reef and reef fish resources of Vanuatu. In: *Regional Symposium on Coral Reefs in the Pacific: Status and Monitoring; Resources and Management, 2000*, Noumea, New Caledonia: International Coral Reef Initiative.
- Obura, D. and Mangubhai, S. 2003. *Marine biological survey report of the Great Astrolabe Reef, Ono Kadavu, Fiji Barrier Reef Ecoregion, Fiji Islands*. Suva, Fiji: WWF South Pacific Programme.
- Organe de Gestion CITES du Viêt Nam. 2013. CITES Management Authority of Viet Nam , *in litt.* to UNEP-WCMC, 04-03-2013.
- Pakoa, K. M. 2007. Vanuatu. In: Sulu, R. (ed.), *Status of coral reefs in the southwest Pacific: 2004*, Suva, Fiji: IPS Publications, University of the South Pacific.
- Parry-Jones, R. 2004. *Fiji's Non-Detriment-Finding Methodology for the extraction and trade in Marine Aquarium Species*. Report by TRAFFIC Oceania South Pacific Programme to the Government of Fiji. Unpublished report.
- Rachello-Dolmen, P. G. and Cleary, D. F. R. 2007. Relating coral species traits to environmental conditions in the Jakarta Bay/Pulau Seribu reef system, Indonesia. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 73 (3-4), p.816–826.
- Raubani, J. J. J. 2008. *Fisheries department 2007 annual report*. Port Vila, Vanuatu: Vanuatu Fisheries Department.
- Raubani, J. J. J. 2009. *The status of coral reefs in Vanuatu 2007*. Port Vila, Vanuatu: Ministry of Agriculture, Quarantine, Forestry and Fisheries.
- Raymakers, C. 2003. *Monitoring of and quota setting for trade in live corals in Indonesia and Fiji*. Brussels, Belgium: TRAFFIC Europe.
- Roelofs, A. and Silcock, R. 2008. *A vulnerability assessment of coral taxa collected in the Queensland Coral Fishery*. Brisbane, Australia: Department of Primary Industries and Fisheries.
- Sykes, H. and Morris, C. 2009. Status of coral reefs in the Fiji Islands, 2007. In: Whippy-Morris, C. (ed.), *South-west Pacific status of coral reefs report 2007*, Noumea, New Caledonia: CRISP, p.1–52.
- Teh, L., Teh, L., Starkhouse, B. and Sumaila, U. R. 2007. *An overview of socio-economic and ecological perspectives of Fiji's inshore reef fisheries*. Vancouver, Canada: Fisheries Centre, University of British Columbia.
- Tran, V. D., Phinn, S. and Roelfsema, C. 2012. Coral reef mapping in Vietnam's coastal waters from high-spatial resolution satellite and field survey data. *Asian Journal of Geoinformatics*, 12 (2), p.1–12.
- Tuan, V. S., Ben, H. X., Long, N. Van and Hoang, P. K. 2006. Coral reefs of Vietnam: recent status and conservation perspectives. In: *Proceedings of the 10th International Coral Reef Symposium, 2006*, Nha Trang, Viet Nam: Institute of Oceanography, p.1045–1054.
- Tuan, V. S., Long, N. Van, Hoang, P. K., Ben, H. X., Tuyen, H. T., Hoa, N. X. and Vantier, L. De. 2005. *Biodiversity of the Nha Trang Bay MPA, Khanh Hoa, Viet Nam. Biodiversity report no. 12*. Hanoi, Viet Nam: Hon Mun Marine Protected Area Pilot Project.
- Tun, K. 2006. *Review of projects on coral reef management implemented by COBEA, through East Asian Seas Regional Coordinating Unit (EAS/CRU)*. Bangkok, Thailand: The Coordinating Body on the Seas of East Asia.
- Turak, E. 2006. Coral communities and reef health. In: Green, A., Lokani, P., Atu, W., Ramohia, P., Thomas, P. and Almany, J. (eds.), *Solomon Islands Marine Assessment. Technical Report of survey conducted May 13 - June 17, 2004*, Brisbane, Australia: The Nature Conservancy, p.64–109.
- Turak, E., Sheppard, C. and Wood, E. 2008. *Euphyllia cristata*. IUCN 2012. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2*. [Online]. Available at: www.iucnredlist.org [Accessed: 15 July 2013].

- Vanuatu. 2005. *Fisheries Act no. 55 of 2005*.
- Vanuatu Department of Fisheries. 2009. *Vanuatu national marine aquarium trade management plan*. Port Vila, Vanuatu: SPC Headquarters.
- Veron, J. E. N., DeVantier, L. Turak, E. and Stafford-Smith M. G. 2013. Draft distribution maps in *Coral Geographic*. In www.coralsoftheworld.com
- Veron, J. E. N. and Turak, E. 2006. Coral diversity. In: Green, A., Lokani, P., Atu, W., Ramohia, P., Thomas, P. and Alman, J. (eds.), *Solomon Islands Marine Assessment. Technical Report of survey conducted May 13 - June 17, 2004*, Brisbane, Australia: The Nature Conservancy, p.35–63.
- Veron, J. E. N. 1990. Checklist of the hermatypic corals of Vanuatu. *Pacific Science*, 44 (1), p.51–70.
- Veron, J. E. N. 2000. *Corals of the world*. 3rd ed. Stafford-Smith, M. (ed.). Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science.
- Vuki, V., Naqasima, M. and Vave, R. 2000. *Status of Fiji's coral reefs*. Townsville, Australia: Global Coral Reef Monitoring Network.
- Wabnitz, C., Taylor, M., Green, E. and Razak, T. 2003. *From ocean to aquarium: The global trade in marine ornamental species*. Cambridge, UK: UNEP-WCMC.
- Wallace, C. 1999. *Staghorn corals of the world: A revision of the genus Acropora*. Collingwood, Australia: CSIRO Publishing.
- Whippy-Morris, C. 2009. *South-west Pacific status of coral reefs report 2007*. Noumea, New Caledonia: CRISP.
- Wilkinson, C. 2004. *Status of coral reefs of the world: 2004*. 1st ed. Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science.
- Wilkinson, C. 2008. *Status of coral reefs of the world: 2008*. Townsville, Australia: Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre.

Plerogyra simplex Rehberg, 1892 : République des Fidji, Îles Salomon

Caryophylliidae.

Sélection pour l'Étude du Commerce Important

Lors de sa 25^{ème} réunion, le Comité pour les Animaux (CA) avait retenu *Plerogyra simplex* (tous les États de l'aire de répartition) pour l'ÉCI en tant qu'espèce prioritaire, conformément aux considérations exposées dans le document AC25 Doc 9.6 (AC25, Compte-rendu résumé). *P. simplex* avait été identifiée en tant qu'espèce réunissant le critère d'une forte augmentation du commerce en 2008, par comparaison avec la moyenne des cinq dernières années, et ayant atteint un seuil élevé de volume commercial pour une espèce mondialement menacée ou quasi-menacée en 2009 (Annexe 2, AC25 Doc 9.6). Lors de la 26^{ème} réunion du CA, des réponses avaient été reçues depuis l'Indonésie, le Japon, la Malaisie et les États-Unis d'Amérique (ci-après, "les États-Unis") (AC26 Doc. 12.3). Les Îles Cook, la République des Fidji ("les Fidji"), les Kiribati, la Papouasie-Nouvelle-Guinée, les Philippines, les Îles Salomon ("les Salomon"), le Vanuatu et le Viêt Nam avaient été retenus pour cette étude (AC26, Compte-rendu résumé). Ultérieurement à la 26^{ème} réunion du CA, les Îles Cook, les Kiribati, la Papouasie-Nouvelle-Guinée, les Philippines, le Vanuatu et le Viêt Nam, vu l'absence de trafic commercial au long des dix dernières années, ont été éliminés du processus avec l'accord du CA, après l'avoir consulté.

A. Résumé

Vue d'ensemble des recommandations concernant *Plerogyra simplex*.

Aperçu général		
		Bien que largement répandue, cette espèce est classée Quasi menacée sur la Liste rouge de l'UICN au vu de la perte d'habitat et du déclin de la population.
État de l'aire de répartition	Catégorie provisoire	Résumé
Fidji	Peut-être préoccupante	Niveaux modérés de commerce international de coraux sauvages sur 2002-2012. Trois dépassements de quota possibles avaient été notifiés en 2008, 2009 et 2010. Les bases de l'établissement d'ACNP sont indéterminées. L'espèce étant rare et répartie de façon irrégulière, elle est classée Peut-être préoccupante.
Îles Salomon	Moins préoccupante	Pratiquement aucun commerce international, et très faibles niveaux de commerce au niveau du genre sur 2002-2012. L'état de la population est inconnu, mais les récifs coralliens sont globalement dans de bonnes conditions. La collecte des coraux pour l'aquariophilie était jugée constituer un sujet d'inquiétude aux Salomon, mais vu l'absence virtuelle de commerce, l'espèce est classée Moins préoccupante.

B. Aperçu de l'espèce

Biologie : *P. simplex* est une espèce de zooxanthelle [elle vit en symbiose avec des microalgues] (Veron, 2000) ahermatypique [ce n'est pas le principal contributeur à la matrice récifale] (Atkinson *et al.*, 2008b) rencontrée en environnements récifaux protégés peu profonds, surtout en eaux troubles (Veron, 2000). Turak *et al.* (2008) avaient signalé qu'elle était rencontrée à des profondeurs de 3 à 30 m, surtout dans les régions moyennes et basses des pentes récifales. D'après Atkinson *et al.* (2008a), les *Plerogyra* spp. sont des spécialistes en termes d'habitat, mais Borneman (2002) avait signalé qu'en Indonésie les *Plerogyra* spp. étaient rencontrées dans la plupart des habitats, quoique surtout sur platures et pentes récifales frangeantes.

L'âge estimé de maturité sexuelle est de trois à huit ans (Turak *et al.*, 2008), en se fondant sur les estimations pour la plupart des coraux formant des récifs (Wallace, 1999). La longueur moyenne de génération serait d'environ dix ans (Turak *et al.*, 2008).

Répartition générale et état de conservation : L'aire de répartition de *P. simplex* (Figure 18) comprend l'Indopacifique occidental, l'Asie du sud-est, le Japon et la mer de Chine orientale, et le Pacifique océanique occidental (Turak *et al.*, 2008).

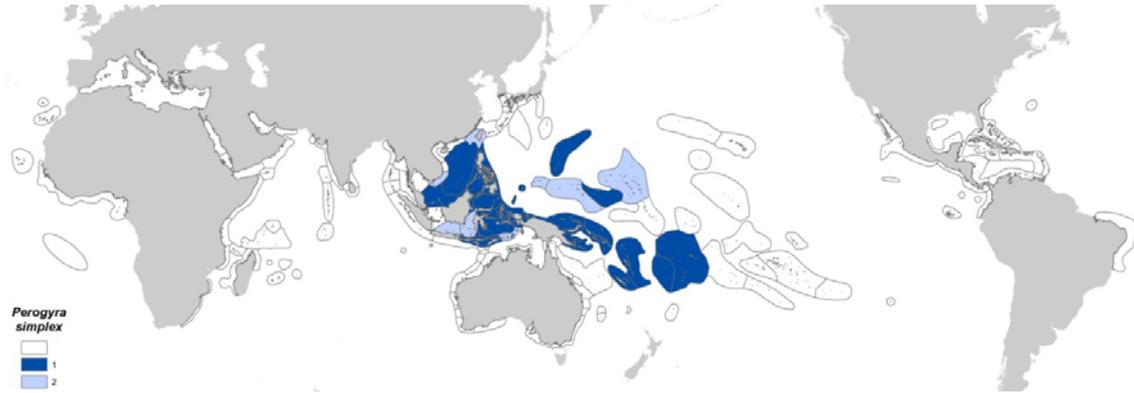


Figure 18. Répartition globale de *Plerogyra simplex*. Clé : 0 : non enregistrée, 1 : enregistrement confirmé, 2 : enregistrement probable ou prévu. (Source : Veron *et al.*, 2013).

Veron (2000) considérait *P. simplex* peu commune, mais d'après Turak *et al.* (2008) elle était largement répandue et modérément commune dans toute son aire de répartition.

Bien que les tendances spécifiques de la population soient inconnues, des diminutions avaient été inférées du déclin de la qualité de l'habitat ; cette espèce serait cependant résiliente face à certaines menaces et pourrait survivre dans des récifs ayant atteint un stade de dégradation critique (Wilkinson, 2004). *P. simplex* était considérée plus résiliente face à la perte d'habitat et à la dégradation récifale, supposément grâce à la grande taille réelle de sa population (Turak *et al.*, 2008). L'UICN avait classé cette espèce comme "Quasi menacée", en se fondant sur la perte d'habitat estimée et une réduction de population inférée de 19 p. cent sur trois générations (trente ans), ainsi que sur la susceptibilité modérée de cette espèce face à un certain nombre de menaces (Turak *et al.*, 2008). Une réévaluation d'ici dix ans était jugée nécessaire, compte tenu des prévisions de menaces imputables au changement climatique et à l'acidification des océans (Turak *et al.*, 2008).

La publication de plus ample information concernant l'état de conservation des coraux était imminente ; veuillez consulter le site <http://www.coralsoftheworld.com/>.

Menaces : *P. simplex* était considérée fortement collectée pour l'aquariophilie (Turak *et al.*, 2008). Green et Shirley (1999) avaient fait remarquer que les coraux du genre *Plerogyra* spp. étaient très colorés et garnis de polypes de grande taille, ce qui les rendait attrayants pour le commerce aquariophile de spécimens vivants.

Les menaces non-extractives des espèces de corail incluent, d'une manière générale, le changement climatique, lequel entraîne une augmentation des températures marines, le blanchissement des coraux (une expulsion des algues symbiotiques induite par le stress), des maladies du corail, ainsi qu'une aggravation des phénomènes ENSO (*El Niño Southern Oscillation*), des tempêtes et de l'acidification des océans (Turak *et al.*, 2008). Roelofs et Silcock (2008) considéraient toutefois que les *Plerogyra* spp. affichaient une faible susceptibilité au blanchissement corallien.

Parmi les autres évènements susceptibles de menacer les communautés des récifs coralliens figurent la pollution, les espèces invasives altérant les dynamiques des espèces indigènes,

ainsi que les activités de développement humain ; cependant, la gravité de ces menaces combinées vis-à-vis de la population globale de *P. simplex* était inconnue (Turak *et al.*, 2008).

Vue d'ensemble concernant le commerce et la gestion : *P. simplex* figure à l'Annexe II de la CITES depuis le 18/01/1990. L'Union européenne avait suspendu le commerce de sauvages *P. simplex* depuis l'Indonésie en 1999 ; cette suspension, conformément au Règlement de la Commission (CE) n° 578/2013, du 17 juin 2013, restait en vigueur au moment où nous rédigeons ces lignes (septembre 2013). L'Union européenne avait déjà suspendu temporairement ses importations depuis les Fidji en 2003-2009.

La Notification CITES n°2013/035 fournit une liste des genres de coraux durs pour lesquels l'identification au niveau du genre est acceptable aux fins de la mise en œuvre des documents Resolution Conf. 11.17 (Rev. CdP 16) et Resolution Conf. 12.3 (Rev. CdP 16). Cette liste inclut le genre *Plerogyra* (uniquement applicable aux coraux morts). La Notification spécifie que ces taxons devraient néanmoins faire l'objet d'une identification au niveau de l'espèce, lorsque cela est possible. Par conséquent, les échanges ci-dessous incluent un résumé du commerce renseigné au niveau du genre.

C. Étude pays par pays

FIDJI

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence de *P. simplex* en République des Fidji avait été confirmée par Veron (2000) ; elle avait été constatée à Volivoli (Mani), au nord de la principale île des Fidji, Viti Levu (Fenner, 2006b), et dans les récifs de Great Astrolabe et de North Astrolabe (100 km au sud de Viti Levu) (Obura et Mangubhai, 2003). *P. simplex* n'avait pas été observée aux îles Mamanuca, à l'ouest des Fidji, ni sur la Côte du Corail, dans le sud (Fenner, 2006a).

Tendances et état de la population : Cette espèce était considérée assez commune dans le pays (J. Comley, comm. pers. au UNEP-WCMC, 2013), mais jugée "rare" à Volivoli (nord de Viti Levu) sur chaque site étudié (Fenner, 2006b). D'après les enquêtes de Nand (2008), les *Plerogyra* spp. affichaient une distribution fragmentée sur les sites de collecte de l'*Aquarium Fish Fiji* (AFF) (qui couvraient Beqa, Yanunca, Navua, Pacific Harbour et Serua, tous au sud de Viti Levu), dont la couverture corallienne totale était estimée à 27 820 m², en se fondant sur une extrapolation des zones étudiées ; sur les sites de collecte de *Walt Smith International* (WSI), qui couvrent des groupes d'îles Lautoka à ceux des Yasawa, dans l'ouest des Fidji, la couverture corallienne totale de *Plerogyra* spp. était estimée à 291 713 m² (Nand, 2008). Par rapport aux 29 taxons coralliens inscrits sur la liste CITES découverts au cours des enquêtes (pour la plupart seulement identifiés au niveau du genre), les *Plerogyra* spp. faisaient partie des moins communes dans les deux principales zones de collecte (WSI et AFF) fidjiennes (Nand, 2008). Cependant, les zones de collecte affichaient une plus grande diversité et une plus grande abondance de corail par comparaison avec d'autres zones (Nand, 2008).

D'après Chin *et al.* (2011), les récifs fidjiens affichaient une couverture corallienne moyenne de 45 p. cent (intervalle de 8 à 60 p. cent), laquelle était restée inchangée depuis un rapport antérieur sur le statut (Wilkinson, 2008). Les données de suivi depuis 1999 suggéraient que les récifs fidjiens affichaient de bonnes conditions, une forte résilience et un bon potentiel de récupération après des événements de blanchissement des coraux (comme en 2000 et 2002), ainsi que face aux proliférations d'acanthasters pourpres [*Acanthaster planci*] et aux cyclones (Lovell et Sykes, 2008 ; Sykes et Morris, 2009). La repousse rapide du corail dans de nombreuses zones après des perturbations indiquait que le statut du récif était stable, avec peu d'indices d'un stress à grande échelle ou prolongé, de dégâts, ni de perte de couverture corallienne sur les récifs étudiés (Chin *et al.*, 2011).

Menaces : La collecte des ressources récifales pour l'aquariophilie était considérée comme une préoccupation potentielle (Chin *et al.*, 2011) et poser un risque potentiel (*Center for Ocean Solutions*, 2009). Teh *et al.* (2007) avaient affirmé que le commerce des ressources récifales coralliennes fidjiennes, et notamment des coraux, exacerbait probablement l'exploitation d'écosystèmes récifaux

déjà stressés. Les effets du commerce sur cette espèce n'étaient cependant considérés que "guère préoccupants" (J. Comley, comm. pers. au UNEP-WCMC, 2013).

Pour plus de détails concernant les menaces des coraux en République des Fidji, veuillez consulter la section "Menaces" de *Catalaphyllia jardinei*.

Commerce : Les Fidji avaient transmis tous leurs rapports annuels à partir de 2002, sauf en 2003, 2011 et 2012. Ce pays avait publié un quota d'exportation CITES concernant des *P. simplex* sauvages, vivants ou morts (morceaux) chaque année à partir de 2003, sauf en 2006 (Tableau 1). D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, le commerce était resté en-deçà du quota d'exportation tous les ans d'après les données notifiées par les pays importateurs ; cependant, d'après celles fournies par les Fidji, les quotas d'exportation de 2008, 2009 et 2010 avaient apparemment été dépassés. La République des Fidji n'avait pas spécifié si ses rapports annuels de 2008-2010 avaient été établis compte tenu du commerce réel ou des permis délivrés.

Tableau 1. Quotas d'exportation CITES concernant les *Plerogyra simplex* sauvages, vivants ou morts (morceaux) depuis les Fidji, et exportations directes globales (à l'exclusion des échanges commerciaux renseignés en poids), tels que notifiées par les pays importateurs et par l'exportateur, 2003-2013. (Aucun quota n'avait été publié en 2002 ni 2006 ; les Fidji n'avaient transmis aucun rapport annuel pour 2003 ni 2011 ; les données sur le commerce pour 2012 et 2013 n'étaient pas encore disponibles.)

	Communiqué par	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Quota (bruts et vivants)		1200	1200	2400	-	2400	1800	1800	2000	2000	2000	2000
coraux vivants	Importateur					803	1176	1265	1545	1685		
	Exportateur			40	128	614	3360	2920	3757			
coraux bruts	Importateur								105	70		
	Exportateur											
Totaux partiels (coraux bruts et vivants)	Importateur					803	1176	1265	1650	1755		
	Exportateur			40	128	614	3360	2920	3757			

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Outre le commerce reflété dans le Tableau 1, les pays importateurs avaient notifié l'importation de 50 kg de coraux sauvages bruts en 2011, ainsi que la saisie/confiscation de six coraux vivants en 2009 et d'un autre en 2010. L'ensemble du commerce direct visait des fins commerciales ; le principal pays importateur était les États-Unis. Le commerce indirect de *P. simplex* originaire des Fidji sur 2002-2012 était constitué de petites quantités de coraux sauvages vivants exportées à des fins commerciales entre 2008 et 2011.

Le commerce direct de *Plerogyra* renseigné au niveau du genre depuis les Fidji sur 2002-2012 était principalement constitué de coraux sauvages vivants exportés à des fins commerciales ; les quantités signalées étaient importantes sur 2002-2004, mais relativement faibles par la suite (Tableau 2). Les États-Unis étaient le principal importateur. Le commerce indirect de *Plerogyra* renseigné au niveau du genre originaire des Fidji était lui aussi surtout constitué de coraux sauvages vivants exportés à des fins commerciales ; aucun commerce indirect n'avait été notifié depuis 2008.

Tableau 2. Exportations directes de *Plerogyra* renseignées au niveau du genre depuis les Fidji, 2002-2010. (Aucun commerce n'avait été signalé sur 2008-2009 ni sur 2011-2012 ; les Fidji n'avaient transmis aucun rapport annuel pour 2003, 2011 ni 2012).

Terme	Unité	Source	Finalité	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2010	Total	
vivants	-	W	T	Importateur	1741	716	78	34	85	50		2704	
				Exportateur	1168		4695	4					5867
				I	T	Importateur							40

Plerogyra simplex

Terme	Unité	Source	Finalité	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2010	Total
				Exportateur								
	kg	W	T	Importateur	18							18
				Exportateur								
coraux bruts	-	W	E	Importateur								
				Exportateur	2							2
		I	P	Importateur	1							1
				Exportateur								

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Gestion : Pour tout renseignement concernant la gestion des coraux en République des Fidji, veuillez consulter la section "Gestion" de *Catalaphyllia jardinei*.

D'après une étude du Département de la pêche sur les ACNP concernant les coraux aux Fidji, en termes de moyenne annuelle, 258,9 spécimens [en principe, des coraux vivants] de *Plerogyra* spp. avaient été collectés pour l'exportation, soit 1,21 p. cent du stock sauvage, estimé à environ 21 375 coraux vivants sur les sites de collecte (Nand, 2008).

La proportion "durable" du niveau de collecte des espèces de corail depuis les zones de collecte oscille entre zéro et trois p. cent, selon les caractéristiques de l'espèce en question, son abondance, et la taille du site (Parry-Jones, 2004).

ÎLES SALOMON

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence de *P. simplex* aux Salomon avait été confirmée par Veron (2000) et Veron et Turak (2006). Elle avait été constatée dans 59 sites sur les 113 étudiés dans les neuf plus grandes îles de la principale chaîne insulaire des Salomon (Turak, 2006).

Tendances et état de la population : On ne disposait ni d'estimations, ni de tendances concernant *P. simplex* aux Salomon. L'espèce n'était considérée abondante dans aucun des sites étudiés dans les neuf plus grandes îles en 2004 (Turak, 2006).

Les données permettant d'évaluer le statut des récifs coralliens aux Salomon étaient limitées, bien que la forte couverture corallienne dans la province Occidentale et l'état de santé général indiquaient que ce statut pourrait être stable, et les coraux potentiellement très résilients (Chin *et al.*, 2011). La surface de la zone récifale corallienne des Salomon était estimée à 5 750 km², avec une couverture corallienne moyenne de 30 p. cent (Wilkinson, 2008), et les communautés des récifs coralliens étaient globalement dans de bonnes conditions (Turak, 2006).

Menaces : Pour plus de détails concernant les menaces des coraux aux Salomon, veuillez consulter la section "Menaces" d'*Euphyllia cristata*.

Commerce : Les Salomon étaient devenues Partie de la CITES en 2007, et elles avaient transmis leurs rapports annuels CITES de 2008 à 2010. Ce pays n'avait publié aucun quota d'exportation CITES concernant *P. simplex*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, le commerce direct de *P. simplex* depuis les Salomon sur 2002-2012 était constitué de trente coraux sauvages vivants importés à des fins commerciales par l'Allemagne en 2002, notifiés par ce seul pays. Les Salomon n'avaient signalé aucun commerce direct de cette espèce. Aucun commerce indirect de *P. simplex* provenant des Salomon n'avait été signalé sur 2002-2012.

Le commerce direct de *Plerogyra* renseigné au niveau du genre depuis les Salomon sur 2002-2012 était principalement constitué de coraux sauvages vivants exportés à des fins commerciales (Tableau 3) ; le principal pays importateur était les États-Unis. Le commerce indirect de *Plerogyra* renseigné au niveau du genre depuis les Salomon sur 2002-2012 était

constitué d'un petit nombre de coraux bruts vivants de source sauvage, exportés à des fins commerciales, en 2002.

Tableau 3. Exportations directes de *Plerogyra* renseignées au niveau du genre depuis les Salomon, 2002-2010. La totalité des échanges visaient des fins commerciales. (Aucun commerce n'avait été signalé pour 2004, 2011 ni 2012 ; les Salomon étaient devenues Partie de la CITES en 2007 et avaient soumis leurs rapports annuels de 2008 à 2010.)

Terme	Source	Communiqué par	2002	2003	2005	2006	2007	2008	2009	2010	Total
vivants	W	Importateur	213	207	9	72	23	170			694
		Exportateur							40	47	87
	I	Importateur								1	1
		Exportateur									
coraux bruts	W	Importateur	200								200
		Exportateur									

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Gestion : *P. simplex* ne semblait pas bénéficier d'une protection spécifique au titre de la législation des îles Salomon.

Pour tout renseignement concernant la gestion des coraux aux Salomon, veuillez consulter la section "Gestion" d'*Euphyllia cristata*.

D. Problèmes identifiés mais sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a)

Une partie du commerce de spécimens vivants de *Plerogyra* avait été renseignée au niveau du genre, en contradiction avec la Notification CITES n°2013/035 et d'autres Notifications antérieures dans ce sens.

Les Fidji n'avaient pas transmis de rapport annuel à trois reprises (2003, 2011 et 2012).

E. Bibliographie

- Albert, J. A., Trinidad, A., Boso, D. and Schwarz, A. J. 2012. *Coral reef economic value and incentives for coral farming in Solomon Islands*. Penang, Malaysia: CGIAR Research Program on Aquatic Agricultural Systems.
- Atkinson, M., Kerrigan, B., Roelofs, A. and Smith, T. 2008a. Non detriment finding for CITES-listed corals in the Queensland coral fishery. Case study 4. In: *NDF Workshop Case Studies, WG9-Aquatic Invertebrates*, Cancun, Mexico: International Expert Workshop on CITES Non-Detriment Finding.
- Atkinson, M., Kerrigan, B., Roelofs, A. and Smith, T. 2008b. Non detriment finding for CITES-listed corals in the Queensland coral fishery. Case study 4 - Appendices. In: *NDF Workshop Case Studies, WG9-Aquatic Invertebrates*, Cancun, Mexico: International Expert Workshop on CITES Non-Detriment Finding.
- Borneman, E. H. 2002. Do you know where your corals are coming from? Ecological information for aquarists from coral collection areas in Indonesia. *Advanced Aquarist*, 1 (3).
- Burke, L., Reytar, K., Spalding, M. and Perry, A. 2011. *Reefs at risk revisited*. Washington D.C., USA: World Resources Institute.
- Center for Ocean Solutions. 2009. *Pacific Ocean synthesis - Scientific literature review of coastal and ocean threats, impacts, and solutions*. Stanford, CA, USA: The Woods Center for the Environment, Stanford University.
- Chin, A., Lison de Loma, T., Reytar, K., Planes, S., Gerhardt, K., Clua, E., Burke, L. and Wilkinson, C. 2011. *Status of coral reefs of the Pacific and outlook: 2011*. Washington D.C., USA: Global Coral Reef Monitoring Network.
- Comley, J. 2013. James Comley (Institute of Applied Science, University of the South Pacific) pers. comm. to UNEP-WCMC, 15/03/2013.
- Fenner, D. 2006a. *Coral diversity survey: Mamanuca Islands and Coral Coast, Fiji, 2005*. Pago pago, American Samoa: University of South Pacific.

- Fenner, D. 2006b. *Reef corals of the Volivoli Beach area near Rakiraki, Veti Levu, Fiji*. Surrey, UK: Volivoli Beach Resort and Coral Cay Conservation.
- Govan, H. 2009. *Status and potential of locally-managed marine areas in the South Pacific: Meeting nature conservation and sustainable livelihood targets through wide-spread implementation of LMMAs*. Suva, Fiji: SPREP/WWF/WorldFish-Reefbase/CRISP.
- Green, A., Lokani, P., Atu, W., Thomas, P., Albany, J. and Ramohia, P. 2006. *Solomon Islands marine assessment. Technical report of survey conducted May 13-June 17, 2004*. Brisbane, Australia: The Nature Conservancy.
- Green, E. P. and Shirley, F. 1999. *The global trade in corals*. Cambridge, UK: WCMC Biodiversity Series No. 10.
- Kere, N. 2008. *Solomon Islands (western province) coral reef monitoring report for 2006-2007*. Honiara, Solomon Islands: WWF Solomon Islands Country Programme.
- Kinch, J. 2004. *The marine aquarium trade in the Solomon Islands*. Suva, Fiji: Marine Aquarium Council.
- Kinch, J., Teitelbaum, A. and Pippard, H. 2011. Proceedings of the regional workshop on trade in corals and determining non-detrimental findings. In: *Proceedings of the regional workshop on trade in corals and determining non-detrimental findings (17-20 May 2010, Honiara, Solomon Islands)*, 2011, Noumea, New Caledonia: Secretariat of the Pacific Community.
- Lal, P. and Kinch, J. 2005. *Financial assessment of the marine trade of corals in Solomon Islands*. Suva, Fiji: Foundation of the Peoples of the South Pacific International.
- Lovell, E. 2009. *National management plan for the aquarium trade in Fiji. SPC/SPREP/CRISP Sub-regional workshop for the marine ornamental trade 2-5 December 2008*. Noumea, New Caledonia: Secretariat of the Pacific Community.
- Lovell, E. R. and McLardy, C. 2008. *Annotated checklist of the CITES-listed corals of Fiji with reference to Vanuatu, Tonga, Samoa and American Samoa. JNCC Report No. 415*. Peterborough, UK: Joint Nature Conservation Committee.
- Lovell, E. R. and Sykes, H. 2008. Rapid recovery from bleaching events - Fiji Coral Reef Monitoring Network Assessment of hard coral cover from 1999-2007. In: *11th International Coral Reef Symposium, Ft. Lauderdale, Florida, 7-11 July, 2008*, Suva, Fiji: University of the South Pacific, p.830-834.
- Lovell, E. R. and Whippy-Morris, C. 2008. *Live coral fishery for aquaria in Fiji: Sustainability and management*. Suva, Fiji: University of the South Pacific.
- Manoa, P. E. 2008. *Adaptation of Fiji's legislative framework for the trade in aquarium fish*. Noumea, New Caledonia: CRISP.
- MECM/MFMR. 2010. *Solomon Islands coral triangle initiative: National Plan of Action*. Honiara, Solomon Islands: SIG.
- Nair, V. 2003. *Fiji Islands marine ecoregion: An overview of outstanding biodiversity, threats, opportunities and key stakeholders for conservation*. Suva, Fiji: WWF Fiji Programme.
- Nand, Y. 2008. *Non-detrimental finding (NDF) study for coral export in Fiji*. Suva, Fiji: Department of Fisheries-Research.
- Obura, D. and Mangubhai, S. 2003. *Marine biological survey report of the Great Astrolabe Reef, Ono Kadavu, Fiji Barrier Reef Ecoregion, Fiji Islands*. Suva, Fiji: WWF South Pacific Programme.
- Pacific Horizon Consultancy Group. 2008. *Solomon Islands state of environment report 2008*. Honiara, Solomon Islands: Ministry of Environment, Conservation and Meteorology.
- Parry-Jones, R. 2004. *Fiji's Non-Detriment-Finding Methodology for the extraction and trade in Marine Aquarium Species*. Report by the TRAFFIC Oceania South Pacific Programme to the Government of Fiji. Unpublished report.
- Ramhoia, P. C. 2005. *A brief country report: Status of trade in stony corals in the Solomon Islands*. NOAA Technical Memorandum. Washington D.C., USA: National Oceanic and Atmospheric Administration.
- Raymakers, C. 2003. *Monitoring of and quota setting for trade in live corals in Indonesia and Fiji*. Brussels, Belgium: TRAFFIC Europe.
- Roelofs, A. and Silcock, R. 2008. *A vulnerability assessment of coral taxa collected in the Queensland Coral Fishery*. Brisbane, Australia: Department of Primary Industries and Fisheries.
- Solomon Islands. 1998a. *Fisheries Act 1998*.
- Solomon Islands. 1998b. *Wildlife Protection and Management Act 1998 (No. 10 of 1998)*.

- Spalding, M. D., Ravilious, C. and Green, E. P. 2001. *World atlas of coral reefs*. Berkeley, USA: University of California Press.
- Sulu, R., Hay, C., Ramohia, P. and Lam, M. 2000. *The coral reefs of Solomon Islands*. Wilkinson, C. (ed.). Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science.
- Sykes, H. and Morris, C. 2009. Status of coral reefs in the Fiji Islands, 2007. In: Whippy-Morris, C. (ed.), *South-west Pacific status of coral reefs report 2007*, Noumea, New Caledonia: CRISP, p.1-52.
- Teh, L., Teh, L., Starkhouse, B. and Sumaila, U. R. 2007. *An overview of socio-economic and ecological perspectives of Fiji's inshore reef fisheries*. Vancouver, Canada: Fisheries Centre, University of British Columbia.
- Trinidad, A., Albert, J. and Boso, D. 2012. *Aquarium and curio coral trade in the Solomon Islands: Global, national and community perspectives*. Honiara, Solomon Islands: The World Fish Center.
- Turak, E. 2006. Coral communities and reef health. In: Green, A., Lokani, P., Atu, W., Ramohia, P., Thomas, P. and Almany, J. (eds.), *Solomon Islands Marine Assessment. Technical Report of survey conducted May 13 - June 17, 2004*, Brisbane, Australia: The Nature Conservancy, p.64-109.
- Turak, E., Sheppard, C. and Wood, E. 2008. *Plerogyra simplex*. IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. [Online]. Available at: www.iucnredlist.org [Accessed: 16 May 2013].
- Veron, J. E. N., DeVantier, L. Turak, E. and Stafford-Smith M. G. 2013. Draft distribution maps in *Coral Geographic*. In www.coralsoftheworld.com
- Veron, J. E. N. and Turak, E. 2006. Coral diversity. In: Green, A., Lokani, P., Atu, W., Ramohia, P., Thomas, P. and Almany, J. (eds.), *Solomon Islands Marine Assessment. Technical Report of survey conducted May 13 - June 17, 2004*, Brisbane, Australia: The Nature Conservancy, p.35-63.
- Veron, J. E. N. 2000. *Corals of the world*. 3rd ed. Stafford-Smith, M. (ed.). Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science.
- Vuki, V., Naqasima, M. and Vave, R. 2000. *Status of Fiji's coral reefs*. Townsville, Australia: Global Coral Reef Monitoring Network.
- Wallace, C. 1999. *Staghorn corals of the world: A revision of the genus Acropora*. Collingwood, Australia: CSIRO Publishing.
- Wilkinson, C. 2004. *Status of coral reefs of the world: 2004*. 1st ed. Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science.
- Wilkinson, C. 2008. *Status of coral reefs of the world: 2008*. Townsville, Australia: Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre.

Plerogyra sinuosa (Dana, 1846) : République des Fidji, Îles Marshall, Palaos, Singapour, Îles Salomon, Vanuatu

Caryophylliidae

Sélection pour l'Étude du Commerce Important

Lors de sa 25^{ème} réunion, le Comité pour les Animaux (CA) avait retenu *Plerogyra sinuosa* (tous les États de l'aire de répartition) pour l'ÉCI en tant qu'espèce prioritaire, conformément aux considérations exposées dans le document AC25 Doc 9.6 (AC25, Compte-rendu résumé). *P. sinuosa* avait été identifiée comme espèce ayant atteint un seuil élevé de volume commercial pour une espèce menacée ou quasi-menacée en 2008 et en 2009 (Annexe 2, AC25 Doc 9.6). Lors de la 26^{ème} réunion du CA, des réponses avaient été reçues de la part de l'Australie, de la République populaire de Chine (ci-après, "la Chine"), de l'Indonésie, du Japon, de la Malaisie, du Royaume Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord ("Royaume Uni"), de la République unie de Tanzanie ("la Tanzanie") et des États-Unis d'Amérique ("les États-Unis") (AC26 Doc. 12.3). Djibouti, l'Égypte, la République des Fidji ("les Fidji"), l'Inde, Israël, le Kenya, les Kiribati, les Maldives, les Îles Marshall, l'Île Maurice, les Palaos, la Papouasie-Nouvelle-Guinée, les Philippines, l'Arabie Saoudite, Singapour, les Îles Salomon, le Soudan, le Vanuatu et le Viêt Nam avaient été conservés pour le processus (AC26, Compte-rendu résumé). Ultérieurement à la 26^{ème} réunion du CA, Djibouti, l'Égypte, l'Inde, Israël, le Kenya, les Kiribati, les Maldives, l'Île Maurice, la Papouasie-Nouvelle-Guinée, les Philippines, l'Arabie Saoudite, le Soudan et le Viêt Nam, vu l'absence de trafic commercial au long des dix dernières années, ont été éliminés du processus avec l'accord du CA, après l'avoir consulté.

A. Résumé

Vue d'ensemble des recommandations concernant *Plerogyra sinuosa*.

Aperçu général		
		L'espèce est largement répandue, mais classée Quasi menacée sur la Liste rouge de l'UICN au vu de la perte d'habitat et du déclin de la population.
État de l'aire de répartition	Catégorie provisoire	Résumé
Fidji	Peut-être préoccupante	Niveaux modérés de commerce international de coraux sauvages sur 2002-2012. Des dépassements de quota possibles avaient été signalés tous les ans où des quotas avaient été publiés. Les bases de l'établissement d'ACNP sont indéterminées. Cette espèce, peu commune et répartie de façon irrégulière, est donc classée Peut-être préoccupante.
Îles Marshall	Moins préoccupante	Pratiquement aucun commerce notifié sur 2002-2012. L'espèce est largement répartie, mais l'état de la population est inconnu. Les récifs coralliens sont jugés pratiquement vierges. Vu l'absence virtuelle de commerce, l'espèce est classée Moins préoccupante.
Les Palaos	Moins préoccupante	Pratiquement aucun commerce notifié sur 2002-2012. L'état de la population est inconnu, mais la couverture corallienne serait stable à long terme. L'exportation de coraux durs est interdite. Vu l'absence virtuelle de commerce, l'espèce est classée Moins préoccupante.
Singapour	Moins préoccupante	Pratiquement aucun commerce international notifié sur 2002-2012. L'état de la population est inconnu, mais les populations de corail avaient considérablement décliné par suite d'une perte considérable de récifs. Vu l'absence virtuelle de commerce, l'espèce est classée Moins préoccupante.
Îles Salomon	Peut-être préoccupante	Niveaux modérés de commerce international de coraux sauvages signalés sur 2002-2012, et niveaux renseignés au niveau du genre relativement faibles. L'état de la population est inconnu, mais les récifs coralliens sont globalement dans de bonnes conditions à l'échelle nationale. La collecte des coraux pour l'aquariophilie était jugée constituer un sujet d'inquiétude au niveau national, et les bases de l'établissement d'ACNP sont indéterminées. Par conséquent, cette

espèce est classée Peut-être préoccupante.

Vanuatu	Moins préoccupante	Pratiquement aucun commerce international renseigné au niveau de l'espèce, et faibles niveaux du commerce renseigné au niveau du genre ; aucun commerce signalé depuis 2003. L'espèce est peu commune au Vanuatu, mais la couverture corallienne était considérée globalement bonne. Vu l'absence virtuelle de commerce, l'espèce est classée Moins préoccupante.
---------	--------------------	---

B. Aperçu de l'espèce

Biologie : *P. sinuosa* est une espèce zooxanthelle [elle vit en symbiose avec des microalgues] (Veron, 2000) ahermatypique [ce n'est pas le principal contributeur à la matrice récifale] (Atkinson *et al.*, 2008b) ; elle est rencontrée en environnements récifaux abrités, où on la rencontre surtout en eaux troubles (Veron, 2000). Turak *et al.* (2008) avaient signalé que *P. sinuosa* était rencontrée à des profondeurs de 3 à 35 m, sauf dans les environnements à haute énergie. D'après Atkinson *et al.* (2008a), les *Plerogyra* spp. sont des spécialistes en termes d'habitat, mais Borneman (2002) avait signalé qu'en Indonésie les *Plerogyra* spp. étaient rencontrées dans la plupart des habitats, mais surtout sur platines et pentes récifales frangeantes.

L'âge estimé de maturité sexuelle est de trois à huit ans (Turak *et al.*, 2008), en se fondant sur les estimations pour la plupart des coraux formant des récifs (Wallace, 1999) ; la longueur moyenne de génération serait d'environ dix ans (Turak *et al.*, 2008).

Répartition générale et état de conservation : L'aire de répartition de *P. sinuosa* (Figure 19) comprend l'Indopacifique occidental, où elle est rencontrée en mer Rouge et dans le golfe d'Aden, dans l'Océan indien du sud-ouest et du nord, dans l'Indopacifique central, en Australie, en Asie du sud-est, au Japon, en mer de Chine orientale, et dans le Pacifique occidental et le Pacifique central (Turak *et al.*, 2008).

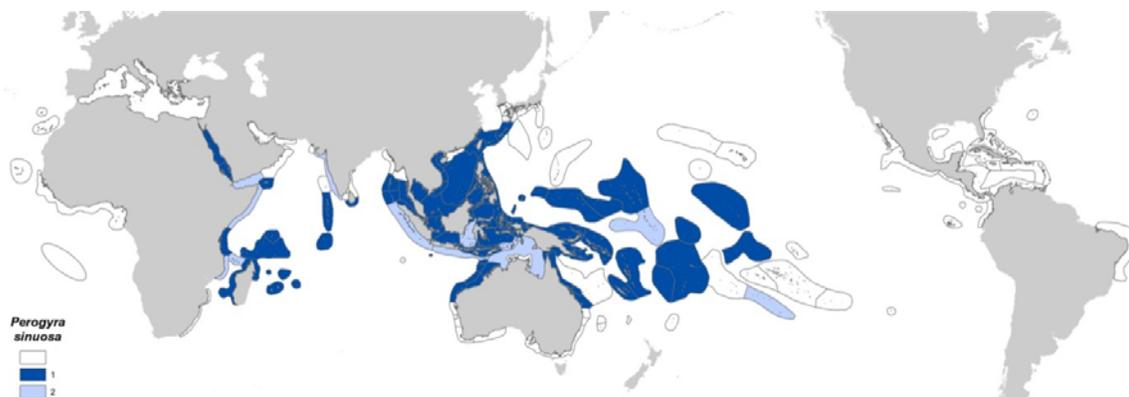


Figure 19. Répartition globale de *Plerogyra simplex*. Clé : 0 : non enregistrée, 1 : enregistrement confirmé, 2 : enregistrement probable ou prévu. (Source : Veron *et al.*, 2013).

P. sinuosa était considérée généralement peu commune par Veron (2000), mais d'après Turak *et al.* (2008) elle serait commune dans toute son aire de répartition.

Bien que les tendances spécifiques de la population soient inconnues, des diminutions avaient été inférées du déclin de la qualité de l'habitat ; cette espèce serait cependant résiliente face à certaines menaces et pourrait survivre dans des récifs ayant atteint un stade de dégradation critique (Wilkinson, 2004). Elle était considérée plus résiliente face à la perte d'habitat et à la dégradation récifale, supposément grâce à la grande taille réelle de sa population (Turak *et al.*, 2008). L'UICN avait classé cette espèce comme "Quasi menacée" en se fondant sur les estimations de dégradation de l'habitat et l'effondrement inféré de la population, de 20 p. cent sur trois générations (trente ans), et sur sa susceptibilité modérée

face à un certain nombre de menaces (Turak *et al.*, 2008). Une réévaluation d'ici dix ans était jugée nécessaire compte tenu des prévisions de menaces imputables au changement climatique et à l'acidification des océans (Turak *et al.*, 2008).

La publication de plus ample information concernant l'état de conservation des coraux était imminente ; veuillez consulter le site <http://www.coralsoftheworld.com/>.

Menaces : La considérable réduction des habitats de récifs coralliens constitue la plus grave menace de *P. sinuosa*, mais cette espèce est aussi considérée fortement collectée pour l'aquariophilie (Turak *et al.*, 2008). Green et Shirley (1999) avaient fait remarquer que les coraux du genre *Plerogyra* étaient très colorés et garnis de polypes de grande taille, ce qui les rendait attrayants pour le commerce aquariophile de spécimens vivants.

Les menaces non-extractives des espèces de corail incluent, d'une manière générale, le changement climatique, lequel entraîne une augmentation des températures marines et un blanchissement des coraux (une expulsion des algues symbiotiques induite par le stress), des maladies du corail, ainsi qu'une aggravation des phénomènes ENSO (*El Niño Southern Oscillation*), des tempêtes et de l'acidification des océans (Turak *et al.*, 2008). Toutefois, Roelofs et Silcock (2008) considéraient que les *Plerogyra* spp. affichaient une faible susceptibilité au blanchissement corallien.

Parmi les autres événements susceptibles de menacer les communautés des récifs coralliens figurent la pollution, les espèces invasives altérant les dynamiques des espèces indigènes, ainsi que les activités de développement humain ; cependant, la gravité de ces menaces combinées vis-à-vis de la population globale de *P. sinuosa* était inconnue (Turak *et al.*, 2008).

Vue d'ensemble concernant le commerce et la gestion : *P. sinuosa* figure à l'Annexe II de la CITES depuis le 18/01/90.

La Notification CITES n°2013/035 établit une liste des genres de coraux durs pour lesquels l'identification au niveau du genre était acceptable aux fins de la mise en œuvre des documents Resolution Conf. 11.17 (Rev. CdP 16) et Resolution Conf. 12.3 (Rev. CdP 16), et le genre *Plerogyra* y figure (mais uniquement applicable aux coraux morts). La Notification spécifie que ces taxons devraient néanmoins faire l'objet d'une identification au niveau de l'espèce, lorsque cela est possible. Par conséquent, les échanges ci-dessous incluent un résumé du commerce renseigné au niveau du genre.

L'Union européenne avait suspendu le commerce de sauvages *P. sinuosa* depuis l'Indonésie en 2000 ; cette suspension restait en vigueur au moment où nous rédigeons ces lignes (septembre 2013), conformément au Règlement de la Commission (CE) n° 578/2013, du 17 juin 2013. L'Union européenne avait également suspendu temporairement ses importations depuis le Tonga en 2005-2009.

C. Étude pays par pays

FIDJI

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence de *P. sinuosa* en République des Fidji avait été confirmée par Veron (2000). Cette espèce était rencontrée sur un certain nombre de sites dans les îles Mamanuca, à l'ouest des Fidji (Fenner, 2006). Sa présence avait aussi été enregistrée dans les récifs de Great Astrolabe (100 km au sud de Viti Levu) (Koven et Paulay, 1997 ; Obura & Mangubhai, 2003).

Tendances et état de la population : Cette espèce était considérée assez commune dans le pays (J. Comley, comm. pers. au UNEP-WCMC, 2013) ; toutefois, elle était "peu commune" à Cakaunilolo, Motuse, et Wadigi dans les îles Mamanuca, à l'ouest des Fidji ; "rare" à Sally, Nayuul, et North Castaway (Fenner, 2006) ; et "commune" localement à Great Sea Reef, au nord de Vanua Levu (Jenkins, 2004).

Pour plus de renseignements concernant le statut des *Plerogyra* spp. et des coraux en général aux Fidji, veuillez consulter la section "Tendances et état de la population" de *Plerogyra simplex*.

Menaces : La collecte des ressources récifales pour l'aquariophilie était considérée comme une préoccupation potentielle (Chin *et al.*, 2011) et poser un risque potentiel (*Center for Ocean Solutions*, 2009). D'après Teh *et al.* (2007), le commerce des ressources récifales coralliennes des Fidji, et notamment des coraux, exacerbait probablement l'exploitation d'écosystèmes récifaux déjà stressés. Les effets du commerce sur cette espèce n'étaient cependant pas jugés trop inquiétants (J. Comley, comm. pers. au UNEP-WCMC, 2013).

Pour plus ample information concernant les menaces des coraux aux Fidji, veuillez consulter la section "Menaces" de *Catalaphyllia jardinei*.

Commerce : Les Fidji avaient transmis tous leurs rapports annuels à partir de 2002, sauf en 2003, 2011 et 2012. Ce pays avait publié un quota d'exportation CITES concernant *P. sinuosa* sauvage sous forme de spécimens vivants et de morceaux morts chaque année à partir de 2003, sauf en 2006 (Tableau 1). D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, les quotas avaient apparemment été dépassés d'après les données fournies par les pays importateurs en 2003, 2004, 2005, 2007, 2009, 2010 et 2011, et d'après celles notifiées par les Fidji en 2007, 2008, 2009 et 2010. La République des Fidji n'avait pas spécifié si ses rapports annuels de 2007-2010 avaient été établis compte tenu du commerce réel ou des permis délivrés.

Tableau 1. Quotas d'exportation CITES concernant les *Plerogyra sinuosa* sauvages, vivants ou morts (morceaux) depuis les Fidji, et exportations directes globales, telles que notifiées par les pays importateurs et par l'exportateur sur 2002-2013. (Aucun quota n'avait été publié en 2002 ni en 2006 ; les Fidji n'avaient transmis aucun rapport annuel pour 2003 ni 2011 ; les données sur le commerce pour 2012 et 2013 n'étaient pas encore disponibles.)

Communiqué par		2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Quota (bruts et vivants)		-	205	205	410	-	410	307	307	650	650	650	650
coraux vivants	Importateur	140	398	242	511	834	476	291	602	831	734		
	Exportateur			183	238	740	421	810	109 2	192 8			
coraux bruts	Importateur	250	60		30			5		5			
	Exportateur												
Totaux partiels (coraux bruts et vivants)	Importateur	390	458	242	541	834	476	296	602	836	734		
	Exportateur			183	238	740	421	810	109 2	192 8			

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Aucun autre commerce direct de *P. sinuosa* depuis les Fidji n'avait été signalé sur 2002-2012. Tous les échanges directs visaient des fins commerciales ; les principaux pays importateurs étaient le Royaume Uni et les États-Unis. Le commerce indirect de *P. simplex* originaire des Fidji sur 2002-2012 était constitué de quantités relativement faibles de coraux sauvages vivants exportés à des fins commerciales.

Le commerce de *Plerogyra* originaire de République des Fidji et renseigné au niveau du genre a déjà été résumé dans la section correspondante de *Plerogyra simplex*.

Gestion : Pour tout renseignement concernant la gestion des coraux en République des Fidji, veuillez consulter la section "Gestion" de *Catalaphyllia jardinei*.

En se fondant sur les chiffres notifiés par Nand (2008), on peut estimer le stock global de *Plerogyra* sur les sites de collecte à environ 21 375 coraux vivants. Dans ce cas, les quotas de 2008 et 2009 publiés par les Fidji (Tableau 1) auraient permis la collecte d'environ 8,42 p. cent des stocks de *Plerogyra* spp., et les quotas de 2010-2012 en auraient extrait 9,36 p. cent. La proportion "durable" du niveau de

collecte des espèces de corail depuis les zones de collecte oscille entre zéro et trois p. cent, selon les caractéristiques de l'espèce en question, son abondance, et la taille du site (Parry-Jones, 2004). D'après une étude du Département de la pêche sur les ACNP portant sur les coraux aux Fidji, une moyenne annuelle de 258,9 spécimens [de corail en principe vivant] de *Plerogyra* spp. avait été collectée pour l'exportation, soit 1,21 p. cent du stock sauvage (Nand, 2008).

ÎLES MARSHALL

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence de *P. sinuosa* aux Îles Marshall avait été confirmée par Veron (2000), mais elle n'avait pas été constatée lors des enquêtes dans les années 1950, dont celle de Wells (1954) dans les atolls de Bikini, Rongelap, Rongerik, Eniwetok, Jaluit, Nugol, Kwajalein, Arno, Wotje, Namotik, Ailuk, Pokak, Ebon et Likiep, ni lors des enquêtes dans six atolls du nord (Bok-ak, Pikaar, Tôke, Wôtto, Rondik, Adkup) dans les années 1990, ni à l'îlot récifal de Jemo en 1988 (Maragos, 1994). Sa présence avait toutefois été confirmée dans les atolls de Majuro et Milli, et l'espèce était probablement présente dans toutes les Marshall (OG CITES des Îles Marshall, comm. pers. au UNEP-WCMC, 2013).

Tendances et état de la population : On ne disposait ni d'estimations, ni des tendances concernant *P. sinuosa* aux Marshall. L'OG CITES des Îles Marshall ne disposait d'aucune information concernant l'état ou les tendances de la population de cette espèce (OG CITES des Îles Marshall, comm. pers. au UNEP-WCMC, 2013).

La plupart des récifs des Marshall étaient considérés pratiquement vierges (Pinca *et al.*, 2005 ; Beger *et al.*, 2008 ; Wilkinson, 2008) et affichaient une très bonne couverture corallienne, bien que des dégâts locaux imputables aux activités humaines et aux impacts naturels aient été détectés (Pinca *et al.*, 2005 ; Chin *et al.*, 2011). Le statut des récifs coralliens était considéré globalement stable (mais la fiabilité de l'évaluation était sujette à caution), mais la résilience et les tendances des récifs ne pouvaient pas être décrites correctement faute de données à long terme (Chin *et al.*, 2011). La composition et la structure des communautés coralliennes aux Marshall, jugée unique, était requérir une protection à travers la gestion (Beger *et al.*, 2008).

Menaces : La collecte pour l'aquariophilie était considérée comme une menace modérée (Center for Ocean Solutions, 2009), et elle aurait déjà entraîné une surexploitation (Beger *et al.*, 2008) ; un dragage du corail avait aussi été signalé (Wilkinson, 2008).

Les menaces des récifs coralliens aux Marshall incluaient le changement climatique (les températures moyennes de la mer sont déjà proches de la limite maximale pour la survie du corail) et les tempêtes tropicales (Pinca *et al.*, 2005 ; Beger *et al.*, 2008). Les menaces localisées incluaient les maladies du corail, l'aménagement du littoral, le ruissellement, la pollution, le tourisme et la pêche (Pinca *et al.*, 2005 ; Beger *et al.*, 2008). D'après Wilkinson (2008), des menaces telles que la surpêche, les méthodes destructrices de pêche et le blanchissement des coraux avaient relativement épargné les Îles Marshall, sauf à Majuro, où la couverture et la diversité coralliennes avaient décliné par suite de la dégradation et de la pression halieutique, des maladies du corail et des acanthasters pourpres [*Acanthaster planci*] ; et ce déclin local devrait se poursuivre. Par contre, le Center for Ocean Solutions (2009) considérait que la pollution, le changement climatique et la pêche avaient de graves impacts sur les récifs. Près d'un quart des récifs des Îles Marshall étaient jugés menacés par les activités locales : 20 p. cent des récifs moyennement menacés, 5 p. cent fortement menacés, et 1 p. cent très fortement menacés (Chin *et al.*, 2011).

Commerce : Les Îles Marshall n'étant pas Partie de la CITES, ce pays n'a donc transmis aucun rapport annuel ni publié de quota d'exportation CITES. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, de faibles niveaux de commerce direct de *P. sinuosa* depuis les Marshall avaient été notifiés par les pays importateurs sur 2002-2012 ; ces transactions étaient constituées de coraux sauvages vivants exportés à des fins commerciales en 2002 (65 coraux) et 2004 (cinq coraux). Le principal pays importateur était l'Allemagne. Le commerce indirect de *P. sinuosa* provenant des Îles Marshall sur 2002-2012 était constitué de vingt coraux vivants de source "F" exportés à des fins commerciales en 2008.

Le commerce direct de *Plerogyra* renseigné au niveau du genre depuis les Îles Marshall sur 2002-2012 était constitué de vingt coraux sauvages vivants importés par le Canada à des fins commerciales en 2002 (notifié par le seul pays importateur) et quinze coraux bruts signalés comme saisis/confisqués par le pays importateur, le Royaume Uni, également en 2002. Aucun commerce indirect de *Plerogyra* provenant des Marshall n'avait été renseigné au niveau du genre sur 2002-2012.

Gestion : Le Directeur de l'Office des ressources marines des Îles Marshall (MIMRA) assume simultanément le rôle d'Autorité pour la délivrance des permis CITES et celui d'institution responsable de l'établissement des ACNP (CITES, 2009). La loi sur la Pêche interdit les méthodes destructrices de pêche, telles que l'utilisation de poison ou d'explosifs (Îles Marshall, 2004). Les Marshall étaient jugées disposer d'une "base législative substantielle pour la gestion des ressources marines", sans que l'on sache si celle-ci était adéquate ni efficace (Chin *et al.*, 2011). Les coraux, bien qu'absents de la liste d'espèces protégées, étaient néanmoins réputés bénéficier de mesures de protection (RMI-OEPPC, 2008).

Les données de base d'un certain nombre d'actions de suivi menées depuis 2001 étaient disponibles (Chin *et al.*, 2011), dont un suivi à long terme des atolls de Rongelap, Ailuk, Likiep, Majuro et Arno depuis 2006/2007 (Beger *et al.*, 2008). Cependant, cette espèce ne faisait l'objet d'aucun programme de suivi spécifique (OG CITES des Îles Marshall, comm. pers. au UNEP-WCMC, 2013).

Un opérateur principal et quelques autres plus petits étaient impliqués dans les pêcheries marines aquariophiles, et la collecte se concentrait sur le lagon de Majuro (Gillett, 2007). Pinca *et al.* (2005) avaient fait remarquer le peu d'information quantitative disponible concernant les coraux extraits des récifs. De petites fermes d'aquaculture cultivent des fragments de corail pour l'aquariophilie, mais ce négoce était considéré "en dents de scie" (Beger *et al.*, 2008). Les installations sous tutelle du MIMRA à Majuro, Likiep, Arno et Mili étaient considérées comme les opérations les plus réussies (Beger *et al.*, 2008). La firme *Oceans, Reefs & Aquarium* se consacrait à l'élevage de coraux en cuves, contrairement aux autres installations dans la région (Cartwright *et al.*, 2012).

L'OG CITES des Marshall a confirmé que seuls les coraux issus de l'aquaculture pouvaient être exportés depuis le pays, mais que cette espèce n'avait pas été exportée à cette date, hormis un petit nombre de réexportations (comm. pers. au UNEP-WCMC, 2013).

Des AMP, pour la plupart de taille modeste, auraient été établies dans les atolls de Bikini, Ailinginae, Rongelap et Rongerik, et des pêcheries et/ou des plans de gestion dans les atolls de Mili, Likiep, Arno, Ailuk et Majuro seraient en cours de développement (Beger *et al.*, 2008). L'atoll de Bikini, qui a été inscrit sur la liste du Patrimoine mondial en 2010 eu égard à sa signification historique (UNESCO, 2013), affiche également une robuste couverture corallienne (Chin *et al.*, 2011). Un plan d'action pour la protection des aires marines avait été mené à bien en 2008 (Wilkinson, 2008), et les Îles Marshall considéraient que 30 p. cent des ressources marines littorales jouissaient d'une "protection efficace" grâce à l'initiative *The Micronesia Challenge* (Beger *et al.*, 2008).

LES PALAOS

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence de *P. sinuosa* aux Palaos avait été confirmée par Randall (1995) et par Veron (2000).

Tendances et état de la population : On ne disposait ni d'estimations, ni de tendances concernant *P. sinuosa* aux Palaos. D'après une évaluation écologique rapide menée en 1992, les récifs des Palaos étaient dans de bonnes conditions (Maragos et Cook, 1995), mais un évènement de blanchissement en 1997/1998, coïncidant avec le phénomène ENSO (*El Niño Southern Oscillation*), avait gravement affecté les coraux, ce qui avait provoqué une forte diminution de la couverture corallienne saine moyenne : seulement 15,6 p. cent (Bruno *et al.*, 2001). Toutefois, un programme de suivi mis en œuvre par le *Palau International Coral Reef Centre* indiquait une récupération de la couverture corallienne à un taux de croissance

annuelle d'environ 2,9 p. cent de 2001 à 2004, ce qui suggérait qu'à long terme la couverture corallienne était relativement stable, et probablement résiliente face à la perturbation (Chin *et al.*, 2011).

Menaces : Leur usage direct sous forme de pêche et de tourisme, l'aménagement du littoral et le ruissellement, la pollution, les tempêtes tropicales et le changement climatique étaient considérés comme les principales menaces affectant les récifs des Palaos (Chin *et al.*, 2011). Cependant, la prévalence des maladies du corail semblait faible, comme d'ailleurs la pollution (Golbuu *et al.*, 2005 ; Marino *et al.*, 2008). Environ 30 p. cent des récifs des Palaos étaient considérés menacés, dont 26 p. cent moyennement menacés, 3 p. cent fortement menacés, et 1 p. cent très fortement menacés ; les risques encourus par certains récifs seraient probablement en augmentation (Chin *et al.*, 2011).

Parmi les menaces localisées des récifs figuraient la sédimentation associée au ruissellement – lui-même lié à l'aménagement du littoral – autour de Babeldaob, la plus grande île de l'archipel (Golbuu *et al.*, 2005 ; Marino *et al.*, 2008), ainsi que les rejets fluviaux, qui affectaient négativement la couverture et la richesse coralliennes de la baie de Ngermeduu (Golbuu *et al.*, 2011).

Commerce : Les Palaos sont devenues Partie de la CITES en 2004 ; ce pays n'avait signalé aucun commerce d'espèces inscrites sur les listes CITES en 2005, et avait soumis ses rapports CITES annuels sur la période 2007-2011. Les Palaos n'avaient publié aucun quota d'exportation concernant *P. sinuosa*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, le commerce direct de *P. sinuosa* provenant des Palaos sur 2002-2012 était constitué de vingt coraux vivants, dont seize de source sauvage et quatre élevés en captivité, tous importés par les États-Unis depuis les Palaos en 2007 à des fins commerciales ; l'ensemble du commerce avait été notifié par le seul pays importateur. Les Palaos n'avait notifié aucun commerce direct de cette espèce, et aucun commerce indirect de cette espèce n'avait été notifié ni par les Palaos, ni par les pays importateurs sur 2002-2012. Aucun commerce direct ni indirect de *Plerogyra* identifié au niveau du genre et provenant des Palaos n'avait été signalé sur 2002-2012.

Le seul négoce d'invertébrés marins des Palaos (Belau Aquaculture) avait semble-t-il fermé en 2006 (Marino *et al.*, 2008).

Gestion : La loi Maritime des Palaos (Palau Marine Act) de 1994 règlemente les pêcheries ornementales et interdit l'exportation de coraux durs et de "roches vivantes" (Les Palaos, 1994), mais Marino *et al.* (2008) avaient signalé que toutes les tentatives de mise en œuvre d'interdictions absolues de collecte n'avaient pas été couronnées de succès.

Trente-et-une AMP couvrant plus de 40 p. cent de l'aire marine proche du littoral des Palaos avaient été établies (Marino *et al.*, 2008). Hormis dans la Réserve sauvage de Ngerukuid et l'AMP de Ngerumekaol, toutes deux gérées par le gouvernement national, toutes les autres AMP sont sous la tutelle des autorités gouvernementales locales (Marino *et al.*, 2008). Chin *et al.* (2011) avaient signalé que les Palaos faisaient face à un certain nombre de défis en matière de gestion, dont un manque de capacité à mettre en œuvre les plans de gestion aux différents échelons, étatiques et national.

SINGAPOUR

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Un inventaire de la présence de cette espèce à Singapour faisait état d'enregistrements de sa répartition dans les îles de Satumu, Semakau, Jong, Sisters, Hantu, St. John et Kusu (Huang *et al.*, 2009).

Tendances et état de la population : On ne disposait ni d'estimations, ni de tendances concernant *P. sinuosa* à Singapour. À l'île de Hantu, la présence de cette espèce avait été constatée sur deux des douze transects (à quatre profondeurs différentes sur les trois sites étudiés) (Chou, 1988), et à l'île de Satumu elle avait été constatée cinq fois sur quatre des huit transects (à quatre profondeurs différentes sur les deux sites étudiés) (Goh et Chou, 1993).

On estimait que depuis le début du XIX^e siècle Singapour avait perdu 60 p. cent de sa zone récifale (Chou, 2006), la zone récifale restante étant évaluée à 10 km² (Huang *et al.*, 2009), principalement aux abords des îles au large de la côte (Chou *et al.*, 2012). Les récifs étaient limités aux zones peu profondes, la création de récif étant réduite à des profondeurs inférieures à trois mètres (Chou, 1988 ; Goh et Chou, 1993). La couverture corallienne vivante sur les récifs survivants oscillerait entre 10 et 60 p. cent (National Parks Board, 2010), et certains récifs avaient pratiquement perdu toute couverture corallienne (Chou, 2002). Si l'abondance des coraux avait décru (Chou, 2006), leur diversité en termes d'espèces était néanmoins jugée encore riche (Goh, 2008).

Menaces : La destruction directe des récifs imputable aux aménagements côtiers et les forts taux de sédimentation associés étaient considérés comme les principales menaces des coraux (Goh et Chou, 1993 ; Chou, 2002 ; *Reef Ecology Study Team*, 2008 ; Huang *et al.*, 2009), et des extinctions locales étaient jugées possibles (Huang *et al.*, 2009). Le trafic maritime et son cortège de dégâts mécaniques et de pollution étaient aussi jugés constituer un sujet d'inquiétude (Chou *et al.*, 2012). La collecte pour l'aquariophilie, qualifiée de "rampante" jusqu'aux années 1990, avait considérablement décliné au cours des dernières années (Chou *et al.*, 2012). Parmi les autres menaces localisées pour les coraux figuraient les pressions dérivant de l'usage touristique-récréatif (Huang *et al.*, 2006 ; *Reef Ecology Study Team*, 2008) et le blanchissement (Chou, 2002 ; *Reef Ecology Study Team*, 2008).

Commerce : Singapour avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2011, mais n'avait publié aucun quota d'exportation CITES concernant *P. sinuosa*. Ce pays n'avait notifié aucun commerce direct de cette espèce. D'après les données fournies par les pays importateurs figurant dans la base de données sur le commerce CITES, le commerce direct de *P. sinuosa* depuis Singapour sur 2002-2012 était constitué de petites quantités de coraux sauvages exportées à des fins commerciales, dont huit coraux vivants importés par l'Afrique du Sud en 2006 et quarante coraux bruts importés par la Turquie en 2009. Aucun commerce indirect de *P. sinuosa* provenant de Singapour n'avait été signalé sur 2002-2012. Aucun commerce direct ni indirect de *Plerogyra* provenant de Singapour n'avait été renseigné au niveau du genre sur 2002-2012.

Gestion : *P. sinuosa* ne semblait pas bénéficier d'une protection spécifique au titre de la législation de Singapour (Heng, 2008). La collecte d'animaux sauvages sans licence est interdite au titre de la loi sur les Animaux et les oiseaux sauvages de 1965 (Singapour, 1965), sans que l'on sache si cette protection couvrait les invertébrés marins (Heng, 2008). La loi sur l'Importation/exportation d'espèces menacées, de 2006, établit les prérequis pour obtenir un permis d'exportation de coraux (Singapour, 2006). La mission du National Parks Board inclut l'environnement marin depuis les années 1990 (Chou *et al.*, 2012), et la gestion des récifs coralliens est confiée à un grand nombre de parties prenantes, dont plusieurs agences gouvernementales et des firmes privées équipées d'installations côtières, ainsi que des associations de défense de la nature et des groupes de loisirs (Goh, 2008).

La diminution de la collecte des ressources récifales pour l'aquariophilie observée depuis les années 1980 semble être le fruit d'une mise en œuvre plus rigoureuse de la Loi (Chou, 2002).

Aucun des récifs des Singapour n'est légalement protégé, et Chou *et al.* (2012) avaient fait remarquer l'absence de mécanisme de gestion intégrée du littoral. Un Comité technique interministériel sur l'environnement côtier et maritime incluant des représentants de "toutes les agences de ressort" a toutefois été créé en 2007 (Chou *et al.*, 2012).

Une pouponnière à corail avait été mise en place en 2007, au titre d'un projet collaboratif entre les PN de Singapour, l'Université nationale de Singapour, l'Agence nationale de l'environnement, et la *Keppel Corporation* (National Parks Board, 2010). Cette pouponnière vise la réhabilitation de fragments de coraux détachés par des causes naturelles jusqu'à ce qu'ils puissent être transplantés dans des récifs naturels (Goh, 2008).

Le statut des coraux était suivi sur neuf sites à travers un projet lancé en 2005 (National Parks Board, 2010).

ÎLES SALOMON

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence de *P. sinuosa* aux Salomon avait été confirmée par Veron (2000) et Veron et Turak (2006). Elle avait été constatée dans 59 sites sur les 113 étudiés dans les neuf plus grandes îles de la principale chaîne insulaire des Salomon (Turak, 2006).

Tendances et état de la population : On ne disposait ni d'estimations, ni de tendances concernant *P. sinuosa* aux Salomon. L'espèce n'était considérée abondante dans aucun des sites des neuf plus grandes îles étudiés en 2004 (Turak, 2006).

Les données de suivi disponibles permettant d'évaluer le statut des récifs coralliens aux Salomon n'étaient guère nombreuses, mais la forte couverture corallienne dans la province Occidentale et leur état de santé général indiquaient que leur statut pourrait être stable, et les coraux potentiellement très résilients (Chin *et al.*, 2011). La surface de la zone récifale corallienne des Salomon était estimée à 5 750 km², avec une couverture corallienne moyenne de 30 p. cent (Wilkinson, 2008), et les communautés des récifs coralliens étaient globalement dans de bonnes conditions (Turak, 2006).

Menaces : Pour plus de détails concernant les menaces des coraux aux Salomon, veuillez consulter la section "Menaces" d'*Euphyllia cristata*.

Commerce : Les Salomon étaient devenues Partie de la CITES en 2007, et leurs rapports CITES annuels avaient été reçus de 2008 à 2010. Ce pays n'avait publié aucun quota d'exportation CITES concernant *P. sinuosa*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES, le commerce direct de *P. sinuosa* depuis les Salomon pendant la période 2002-2012 était principalement constitué de coraux sauvages vivants exportés à des fins commerciales (Tableau 2). Le principal pays importateur était les États-Unis.

Tableau 2. Exportations directes de *Plerogyra sinuosa* depuis les Îles Salomon, 2002-2011. Tous les échanges visaient des fins commerciales. (Aucun commerce n'avait été signalé pour 2012 ; les Salomon étaient devenues Partie de la CITES en 2007 et avaient soumis leurs rapports annuels de 2008 à 2010).

Terme	Unité	Source	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total	
vivants	-	W	Importateur	200	40	253	947	662	786	553	839	403	308	4991	
			Exportateur								582	249		831	
			Importateur									11			11
			Exportateur												
	kg	W	Importateur						6					6	
			Exportateur												
coraux bruts	-	W	Importateur							40				40	

Terme	Unité	Source	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total
			Exportateur								31			31

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Le commerce indirect de *P. sinuosa* provenant des Salomon sur 2002-2012 était constitué de petites quantités de coraux sauvages vivants exportées à des fins commerciales.

Le commerce de *Plerogyra* provenant des Îles Salomon renseigné au niveau du genre a déjà été résumé dans la section correspondante de *Plerogyra simplex*.

Gestion : *P. sinuosa* ne semblait pas bénéficier d'une protection spécifique au titre de la législation des Salomon.

Pour tout renseignement concernant la gestion des coraux aux Salomon, veuillez consulter la section "Gestion" d'*Euphyllia cristata*.

VANUATU

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence de *P. sinuosa* au Vanuatu avait été confirmée par Veron (2000) ; l'espèce était collecté à Aneityum, dans le sud du Vanuatu (Veron, 1990).

Tendances et état de la population : Cette espèce était jugée peu commune au Vanuatu (Veron, 2000). Aucune autre information concernant les tendances ou le statut de la population n'était disponible.

Chin *et al.* (2011) avaient signalé que la couverture corallienne des récifs coralliens du Vanuatu était généralement bonne, mais qu'aucune donnée de suivi à long terme permettant de déterminer la résilience, les tendances à long terme ou l'état global des récifs coralliens n'était disponible ; toutefois, une récupération à la suite d'évènements destructeurs avait été observée localement. Des signes de déclin des habitats de récifs coralliens du Vanuatu avaient néanmoins été signalés par Naviti et Aston (2000).

Menaces : Pour plus de détails concernant les menaces des coraux au Vanuatu, veuillez consulter la section "Menaces" d'*Euphyllia cristata*.

Commerce : Le Vanuatu avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2011, mais n'avait publié aucun quota d'exportation CITES concernant *P. sinuosa*. Ce pays n'avait communiqué aucun commerce direct de cette espèce. D'après les données fournies par les pays importateurs figurant dans la base de données sur le commerce CITES, le commerce de *P. sinuosa* provenant directement du Vanuatu sur 2002-2012 était constitué de 50 coraux sauvages vivants importés par l'Allemagne en 2003, à des fins commerciales. Aucun commerce indirect de cette espèce provenant du Vanuatu n'avait été signalé sur 2002-2012. Le commerce direct de *Plerogyra* renseigné au niveau du genre depuis le Vanuatu sur 2002-2012 était constitué de coraux sauvages exportés à des fins commerciales ; ce pays avait communiqué l'exportation de 390 coraux vivants en 2003, et les pays importateurs celle de 328 spécimens vivants et de 30 coraux bruts en 2003, et de 50 coraux vivants en 2004. Le principal pays importateur était les États-Unis. Aucun commerce indirect de *Plerogyra* identifié au niveau du genre et provenant du Vanuatu n'avait été notifié sur 2002-2012.

Gestion : Pour tout renseignement concernant la gestion des coraux au Vanuatu, veuillez consulter la section "Gestion" d'*Euphyllia cristata*.

D. Problèmes identifiés mais sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a)

Une partie du commerce de spécimens vivants de *Plerogyra* avait été renseignée au niveau du genre, en contradiction avec la Notification CITES n°2013/035 et d'autres Notifications antérieures dans ce sens.

Les Fidji n'avaient pas transmis de rapport annuel à trois reprises (2003, 2011 et 2012).

La destruction des récifs provoquée par les travaux de poldérisation était considérée comme la principale menace de coraux à Singapour.

E. Bibliographie

- Amos, M. J. 2007. *Vanuatu fishery resource profiles. IWP-Pacific Technical Report no. 49*. Apia, Samoa: SPREP.
- Atkinson, M., Kerrigan, B., Roelofs, A. and Smith, T. 2008a. Non detriment finding for CITES-listed corals in the Queensland coral fishery. Case study 4. In: *NDF Workshop Case Studies, WG9-Aquatic Invertebrates*, Cancun, Mexico: International Expert Workshop on CITES Non-Detriment Finding.
- Atkinson, M., Kerrigan, B., Roelofs, A. and Smith, T. 2008b. Non detriment finding for CITES-listed corals in the Queensland coral fishery. Case study 4 - Appendices. In: *NDF Workshop Case Studies, WG9-Aquatic Invertebrates*, Cancun, Mexico: International Expert Workshop on CITES Non-Detriment Finding.
- Beger, M., Jacobson, D., Pinca, S., Richards, Z., Hess, D., Harriss, F., Page, C., Peterson, E. and Baker, N. 2008. The state of coral reef ecosystems of the Republic of the Marshall Islands. In: Waddell, J. E. and Clarke, A. M. (eds.), *The State of Coral Reef Ecosystems of the United States and Pacific Freely Associated States: 2008*, Silver Spring, USA: NOAA/NCCOS Center for Coastal Monitoring and Assessment's Biogeography Team, p.387-417.
- Borneman, E. H. 2002. Do you know where your corals are coming from? Ecological information for aquarists from coral collection areas in Indonesia. *Advanced Aquarist*, 1 (3).
- Bruno, J. F., Siddon, C. E., Witman, J. D., Colin, P. L. and Toscano, M. A. 2001. El Nino related coral bleaching in Palau, Western Caroline Islands. *Coral Reefs*, 20 (2), p.127-136.
- Cartwright, C., Horii, S., Mazaroli, N., Nelson, A., Nixon, K. and Reynolds, A. 2012. *Saving Nemo: mariculture and market-based solutions to reform the marine ornamental trade*. University of California, Santa Barbara.
- Center for Ocean Solutions. 2009. *Pacific Ocean synthesis - Scientific literature review of coastal and ocean threats, impacts, and solutions*. Stanford, CA, USA: The Woods Center for the Environment, Stanford University.
- Chin, A., Lison de Loma, T., Reyntar, K., Planes, S., Gerhardt, K., Clua, E., Burke, L. and Wilkinson, C. 2011. *Status of coral reefs of the Pacific and outlook: 2011*. Washington D.C., USA: Global Coral Reef Monitoring Network.
- Chou, L. M. 1988. The impact of human influence on the fringing reef of Pulau Iiantu, Singapore. In: *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium, 1988*, Kent Ridge, Singapore: National University of Singapore.
- Chou, L. M. 2002. Singapore reefs report 2002. *Report of the Global Coral Reef Monitoring Network (GCRMN) Regional Workshop for the East Asian Seas*, Townsville, Australia: International Coral Reef Initiative, p.85-95.
- Chou, L. M. 2006. Marine habitats in one of the world's busiest harbours. In: Wolanski, E. (ed.), *The Environment in Asia Pacific Harbours*, Dordrecht, The Netherlands: Springer Verlag, p.377-391.
- Chou, L. M., Toh, K. Ben, Tay, Y. C. and Hui, V. X. 2012. Coral reefs in Singapore: Past, present and future. In: *The Asian Conference on Sustainability, Energy & the Environment, 2012*, Osaka, Japan: IAFOR.
- CITES. 2009. *Marshall Islands*. [Online]. Available at: <http://www.cites.org/cms/index.php/component/cp?country=MH> [Accessed: 15 May 2013].

- Comley, J. 2013. James Comley (Institute of Applied Science, University of the South Pacific) pers. comm. to UNEP-WCMC, 15/03/2013.
- Fenner, D. 2006. *Coral diversity survey: Mamanuca Islands and Coral Coast, Fiji, 2005*. Pago pago, American Samoa: University of South Pacific.
- Gillett, R. 2007. *A short history of industrial fishing in the Pacific Islands*. RAP Publication 2007/22. Bangkok, Thailand: FAO, Asia-Pacific Fishery Commission.
- Goh, N. 2008. Management and monitoring for coral reef conservation in the Port of Singapore. In: *Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium, Ft.Lauderdale, Florida, 7-11 July, 2008*, Singapore City, Singapore: Coastal and Marine Environment Programme, p.1108-1111.
- Goh, N. K. C. and Chou, L. M. 1993. The coral reef community of Pulau Satuma (Raffles lighthouse), Singapore, with emphasis on the hard corals. *Journal of the Singapore National Academy of Science*, 20-21, p.51-57.
- Golbuu, Y., Bauman, A., Kuartei, J. and Victor, S. 2005. The state of coral reef ecosystems of Palau. In: Waddell, J. (ed.), *The State of Coral Reef Ecosystems of the United States and Pacific Freely Associated States: 2005*, Silver Spring, USA: NOAA/NCCOS Center for Coastal Monitoring and Assessment's Biogeography Team, p.488-507.
- Golbuu, Y., van Woesik, R., Richmond, R. H., Harrison, P. and Fabricius, K. E. 2011. River discharge reduces reef coral diversity in Palau. *Marine Pollution Bulletin*, 62 (4), p.824-831.
- Govan, H. 2009. *Status and potential of locally-managed marine areas in the South Pacific: Meeting nature conservation and sustainable livelihood targets through wide-spread implementation of LMMAs*. Suva, Fiji: SPREP/WWF/WorldFish-Reefbase/CRISP.
- Government of Vanuatu. 2010. *Ministry of Agriculture*. [Online]. Available at: <http://www.governmentofvanuatu.gov.vu/index.php/government/agriculture> [Accessed: 10 August 2013].
- Green, E. P. and Shirley, F. 1999. *The global trade in corals*. Cambridge, UK: WCMC Biodiversity Series No. 10.
- Heng, L. L. 2008. Nature conservation laws: The legal protection of flora and fauna in Singapore. In: *The Singapore Red Data Book*, Singapore City, Singapore: National Parks Board Singapore.
- Huang, D., Todd, P. A., Chou, L. M., Ang, K. H., Boon, P. Y., Cheng, L., Ling, H. and Lee, W. 2006. Effects of shore height and visitor pressure on the diversity and distribution of four intertidal taxa at Labrador Beach, Singapore. *The Raffles Bulletin of Zoology*, 54 (2), p.477-484.
- Huang, D., Tun, K. P. P., Chou, L. M. and Todd, P. A. 2009. An inventory of zooxanthellate scleractinian corals in Singapore, including 33 new records. *The Raffles Bulletin of Zoology*, (22), p.69-80.
- Jenkins, A. 2004. *Fiji's Great Sea Reef: The first marine biodiversity survey of Cakaulevu and associated coastal habitats*. Suva, Fiji: WWF Fiji Country Programme.
- Kinch, J., Teitelbaum, A. and Pippard, H. 2011. Proceedings of the regional workshop on trade in corals and determining non-detrimental findings. In: *Proceedings of the regional workshop on trade in corals and determining non-detrimental findings (17-20 May 2010, Honiara, Solomon Islands)*, 2011, Noumea, New Caledonia: Secretariat of the Pacific Community.
- Koven, J. F. and Paulay, G. 1997. *Checklist of coral species, Great Astrolabe Reef, Fiji*. Suva, Fiji: USP Marine Studies Programme.
- Maragos, J. E. 1994. Description of reefs and corals for the 1988 protected area survey of the northern Marshall Islands. *Atoll Research Bulletin*, 1994 (419).
- Maragos, J. E. and Cook, C. W. 1995. The 1991-1992 rapid ecological assessment of Palau's coral reefs. *Coral Reefs*, 14, p.237-252.
- Marino, S., Bauman, A., Miles, J., Kitalong, A., Bukurou, A., Mersai, C., Verheij, E., Olkeriil, I., Basilius, K., Colin, P., Patris, S., Victor, S., Andrew, W. and Golbuu, Y. 2008. The state of coral reef ecosystems of Palau. In: Waddell, J. E. and Clarke, A. M. (eds.), *The State of Coral Reef Ecosystems of the United States and Pacific Freely Associated States: 2008*, Silver Spring, USA: NOAA/NCCOS Center for Coastal Monitoring and Assessment's Biogeography Team, p.511-539.
- Marshall Islands. 2004. *Fisheries Act. Title 51 - Management of marine resources. Chapter 2: Fisheries*. p.1711-1722.
- National Parks Board Singapore. 2010. *Singapore: 4th national report to the Convention on Biological Diversity*. Montreal, Canada: CBD Secretariat.

- Naviti, W. and Aston, J. 2000. Status of coral reef and reef fish resources of Vanuatu. In: *Regional Symposium on Coral Reefs in the Pacific: Status and Monitoring; Resources and Management, 2000*, Noumea, New Caledonia: International Coral Reef Initiative.
- Organe de Gestion CITES des Îles Marshall. 2013. CITES Management Authority of the Marshall Islands, pers. comm. to UNEP-WCMC, 12-07-2013.
- Pakoa, K. M. 2007. Vanuatu. In: Sulu, R. (ed.), *Status of coral reefs in the southwest Pacific: 2004*, Suva, Fiji: IPS Publications, University of the South Pacific.
- Palau. 1994. *Marine Protection Act of 1994*.
- Parry-Jones, R. 2004. *Fiji's Non-Detriment-Finding Methodology for the extraction and trade in Marine Aquarium Species*. Report by the TRAFFIC Oceania South Pacific Programme to the Government of Fiji. Unpublished report.
- Pinca, S., Beger, M., Jacobson, D. and Keju, T. 2005. The state of coral reef ecosystems of the Marshall Islands. In: Waddell, J. E. (ed.), *The State of Coral Reef Ecosystems of the United States and Pacific Freely Associated States: 2005*, Silver Spring, USA: NOAA/NCCOS Center for Coastal Monitoring and Assessment's Biogeography Team, p.373-386.
- Randall, R. H. 1995. Biogeography of reef-building corals in the Mariana and Palau Islands in relation to back-arc rifting and the formation of the eastern Philippine Sea. *Natural History Research*, 3 (2), p.193-210.
- Raubani, J. J. 2008. *Fisheries department 2007 annual report*. Port Vila, Vanuatu: Vanuatu Fisheries Department.
- Raubani, J. J. 2009. *The status of coral reefs in Vanuatu 2007*. Port Vila, Vanuatu: Ministry of Agriculture, Quarantine, Forestry and Fisheries.
- Reef Ecology Study Team. 2008. *Coral reefs of Singapore*. [Online]. Available at: <http://coralreef.nus.edu.sg/> [Accessed: 7 May 2013].
- RMI-OEPPC. 2008. *Republic of the Marshall Islands biodiversity clearing house mechanism*. [Online]. Available at: http://biormi.org/index.shtml?en/protected_species.shtml [Accessed: 15 May 2013].
- Roelofs, A. and Silcock, R. 2008. *A vulnerability assessment of coral taxa collected in the Queensland Coral Fishery*. Brisbane, Australia: Department of Primary Industries and Fisheries.
- Singapore. 1965. *Wild Animals and Birds Act (No. 5 of 1965)*.
- Singapore. 2006. *Endangered Species (Import and Export) Act*.
- Teh, L., Teh, L., Starkhouse, B. and Sumaila, U. R. 2007. *An overview of socio-economic and ecological perspectives of Fiji's inshore reef fisheries*. Vancouver, Canada: Fisheries Centre, University of British Columbia.
- Turak, E. 2006. Coral communities and reef health. In: Green, A., Lokani, P., Atu, W., Ramohia, P., Thomas, P. and Almany, J. (eds.), *Solomon Islands Marine Assessment. Technical Report of survey conducted May 13 - June 17, 2004*, Brisbane, Australia: The Nature Conservancy, p.64-109.
- Turak, E., Sheppard, C. and Wood, E. 2008. *Plerogyra sinuosa*. IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. [Online]. Available at: www.iucnredlist.org [Accessed: 5 May 2013].
- UNESCO. 2013. Bikini atoll nuclear test site. *World Heritage List*. [Online]. Available at: <http://whc.unesco.org/en/list/1339> [Accessed: 15 May 2013].
- Vanuatu. 2005. *Fisheries Act no. 55 of 2005*.
- Vanuatu Department of Fisheries. 2009. *Vanuatu national marine aquarium trade management plan*. Port Vila, Vanuatu: SPC Headquarters.
- Veron, J. E. N., DeVantier, L., Turak, E. and Stafford-Smith M. G. 2013. Draft distribution maps in *Coral Geographic*. In www.coralsoftheworld.com
- Veron, J. E. N. and Turak, E. 2006. Coral diversity. In: Green, A., Lokani, P., Atu, W., Ramohia, P., Thomas, P. and Almany, J. (eds.), *Solomon Islands Marine Assessment. Technical Report of survey conducted May 13 - June 17, 2004*, Brisbane, Australia: The Nature Conservancy, p.35-63.
- Veron, J. E. N. 1990. Checklist of the hermatypic corals of Vanuatu. *Pacific Science*, 44 (1), p.51-70.
- Veron, J. E. N. 2000. *Corals of the world*. 3rd ed. Stafford-Smith, M. (ed.). Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science.
- Wallace, C. 1999. *Staghorn corals of the world: A revision of the genus Acropora*. Collingwood, Australia: CSIRO Publishing.
- Wells, J. W. 1954. Recent corals of the Marshall Islands: Bikini and nearby atolls, part 2, oceanography (biologic). *Geological Survey Professional Paper*, 260 (1).

Whippy-Morris, C. 2009. *South-west Pacific status of coral reefs report 2007*. Noumea, New Caledonia: CRISP.

Wilkinson, C. 2004. *Status of coral reefs of the world: 2004*. 1st ed. Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science.

Wilkinson, C. 2008. *Status of coral reefs of the world: 2008*. Townsville, Australia: Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre.

Trachyphyllia geoffroyi (Audouin, 1826) : Singapour, Îles Salomon

Trachyphylliidae

Sélection pour l'Étude du Commerce Important

Lors de sa 25^{ème} réunion, le Comité pour les Animaux (CA) avait retenu *Trachyphyllia geoffroyi* (tous les États de l'aire de répartition) pour l'ÉCI en tant qu'espèce prioritaire, conformément aux considérations exposées dans le document AC25 Doc 9.6 (AC25, Compte-rendu résumé). *T. geoffroyi* avait été identifiée comme ayant atteint un seuil élevé de volume commercial pour une espèce mondialement menacée ou quasi-menacée en 2008 et en 2009, et ayant affiché une forte augmentation du commerce en 2008, par comparaison avec la moyenne des cinq dernières années (Annexe 2, AC25 Doc 9.6). Lors de la 26^{ème} réunion du CA, des réponses avaient été reçues depuis l'Australie, l'Indonésie, le Japon, la Malaisie, le Myanmar, les Seychelles, le Royaume Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord (ci-après, "le Royaume Uni") et la République unie de Tanzanie ("la Tanzanie") (AC26 Doc. 12.3). L'Égypte, la République des Fidji, l'Inde, Israël, la Jordanie, les Maldives, le Mozambique, la Papouasie-Nouvelle-Guinée, les Philippines, l'Arabie Saoudite, Singapour, les Salomon, le Soudan et le Viêt Nam avaient été retenus pour cette étude (AC26, Compte-rendu résumé). Ultérieurement à la 26^{ème} réunion du CA, l'Égypte, l'Inde, Israël, la Jordanie, les Maldives, le Mozambique, la Papouasie-Nouvelle-Guinée, les Philippines, l'Arabie Saoudite, le Soudan et le Viêt Nam, vu l'absence de trafic commercial au long des dix dernières années, ont été éliminés du processus avec l'accord du CA, après l'avoir consulté. Les Fidji ont aussi été éliminées du processus, nonobstant l'existence de commerce depuis ce pays, avec l'accord du CA.

A. Résumé

Vue d'ensemble des recommandations concernant *Trachyphyllia geoffroyi*.

Aperçu général		
		L'espèce est au moins "commune" localement, mais classée Quasi menacée sur la Liste rouge de l'UICN, en se fondant sur la perte d'habitat et le déclin de la population.
État de l'aire de répartition	Catégorie provisoire	Résumé
Singapour	Moins préoccupante	Pratiquement aucun commerce international notifié sur 2002-2012. L'état de la population est inconnu, mais les populations de corail ont considérablement décliné par suite d'une perte considérable de récifs. Vu l'absence virtuelle de tout commerce, cette espèce est classée Moins préoccupante.
Îles Salomon	Moins préoccupante	Les niveaux de commerce international signalés sur 2002-2012 étaient relativement faibles. L'état de la population est inconnu, mais les récifs coralliens sont globalement dans de bonnes conditions. La collecte de coraux pour l'aquariophilie était jugée constituer un sujet d'inquiétude au niveau national, et les bases de l'établissement d'ACNP sont indéterminées. Compte tenu des niveaux de commerce relativement faibles, l'espèce est classée Moins préoccupante.

B. Aperçu de l'espèce

Remarque taxonomique : *T. geoffroyi* est parfois enregistrée dans le commerce sous le synonyme *Wellsophyllia radiata* par certaines Parties.

Biologie : *T. geoffroyi* est la seule espèce du genre *Trachyphyllia* ; c'est une zooxanthelle [elle vit en symbiose avec des microalgues] qui vit libre (Veron, 2000). Cette espèce ahermatypique [ce n'est pas le principal contributeur à la matrice récifale] (Atkinson *et al.*, 2008b) a été rencontrée sur substrats meubles (Suharsano et Bruckner, 2008) autour des îles continentales et en milieu interrécifal (Veron, 2000), généralement jusqu'à une profondeur

de 40 m (Sheppard *et al.*, 2008). D'après Atkinson *et al.* (2008a), cette espèce du genre *Trachyphyllia* est une spécialiste en termes d'habitat. Si elle est typiquement rencontrée sous forme de colonie solitaire et libre, elle forme parfois de grandes colonies (Sheppard *et al.*, 2008) ; de telles colonies ne sont rencontrées que dans les baies insulaires abritées et peu profondes (Veron, 2000). *T. geoffroyi* est fréquemment rencontrée avec d'autres coraux libres des genres *Heteropsammia*, *Heterocyathus*, *Cycloseris* et *Diaseris* (Veron, 2000).

L'âge estimé de maturité sexuelle est de trois à huit ans (Sheppard *et al.*, 2008), comme la plupart des coraux formant des récifs (Wallace, 1999). La longueur moyenne de génération serait d'environ dix ans (Sheppard *et al.*, 2008).

Répartition générale et état de conservation : *T. geoffroyi* est rencontrée en mer Rouge et dans le golfe d'Aden, dans l'Océan indien et l'Indopacifique central, en Australie, en Asie du sud-est, au Japon, en mer de Chine orientale et dans le Pacifique océanique sud-occidental (Sheppard *et al.*, 2008).

Si *T. geoffroyi* est jugée rare en milieu récifal, mais elle serait commune autour des îles continentales et dans quelques zones interrécifales (Veron, 2000). D'après Sheppard *et al.* (2008), cette espèce est largement répandue mais peu commune. La taille de la population des *Trachyphyllia* spp. était jugée difficile à estimer [*T. geoffroyi* étant la seule espèce du genre], car ces coraux sont tantôt difficiles à trouver sur certains emplacements, tantôt abondants sur d'autres (Suharsano et Bruckner, 2008).

Si les tendances spécifiques de la population sont inconnues, des réductions avaient été inférés du déclin de la qualité de l'habitat ; toutefois, cette espèce serait résiliente face à certaines menaces et pourrait survivre dans des récifs ayant atteint un stade de dégradation critique (Wilkinson, 2004). *T. geoffroyi* étant rencontrée en eaux profondes et hors des zones récifales, elle est donc jugée plus résiliente face à la perte d'habitat et à la dégradation récifale, supposément grâce à la grande taille réelle de sa population (Sheppard *et al.*, 2008). L'UICN avait classé cette espèce "Quasi menacée", en se fondant sur la perte d'habitat estimée, sur une réduction de population inférée de 22 p. cent sur trois générations (trente ans), et sur la susceptibilité de cette espèce face à un certain nombre de menaces (Sheppard *et al.*, 2010). Une réévaluation d'ici dix ans était jugée nécessaire, compte tenu des prévisions de menaces imputables au changement climatique et à l'acidification des océans, surtout si cette espèce venait à disparaître des récifs ayant atteint un stade de dégradation critique (Sheppard *et al.*, 2008).

La publication de plus ample information concernant l'état de conservation des coraux était imminente ; veuillez consulter le site <http://www.coralsoftheworld.com/>.

Menaces : La réduction considérable des habitats de récifs coralliens (imputable à une combinaison de menaces) était considérée comme la plus grave menace de *T. geoffroyi* (Sheppard *et al.*, 2008). Cette espèce était aussi jugée fortement susceptible à la collecte pour l'aquariophilie (Sheppard *et al.*, 2008). Green et Shirley (1999) avaient fait remarquer que les *Trachyphyllia* spp. étaient des coraux très colorés et garnis de polypes de grande taille, ce qui les rendait attrayants pour le commerce aquariophile de spécimens vivants. Les colonies les plus colorées, présentes en eaux profondes, seraient moins abondantes que celles affichant une coloration plus terne, qui occupent des zones proches du littoral, ce qui entraînait une augmentation de la pression de collecte sur les colonies d'eaux profondes en Indonésie (Borneman, 2002).

Les menaces non-extractives des espèces de corail incluent, d'une manière générale, le changement climatique, lequel entraîne une augmentation des températures marines et un blanchissement des coraux (une expulsion des algues symbiotiques induite par le stress) et des maladies du corail, ainsi qu'une aggravation des phénomènes ENSO (*El Niño Southern Oscillation*), des tempêtes et de l'acidification des océans (Sheppard *et al.*, 2008). Cependant, Roelofs et Silcock (2008) considéraient que les *Trachyphyllia* spp. affichaient une

susceptibilité relativement faible au blanchissement corallien, par comparaison avec d'autres genres de corail.

Parmi les autres événements susceptibles de menacer les communautés des récifs coralliens figurent la pollution, les espèces invasives altérant les dynamiques des espèces indigènes, ainsi que les activités de développement humain ; cependant, la gravité de ces menaces combinées vis-à-vis de la population globale de *T. geoffroyi* était inconnue (Sheppard *et al.*, 2008).

Vue d'ensemble concernant le commerce et la gestion : Cette espèce figure à l'Annexe II de la CITES depuis le 18/01/1990. L'Union européenne avait suspendu le commerce de *T. geoffroyi* sauvages depuis l'Indonésie en 1999, et depuis les Fidji en 2003 ; ces suspensions, conformément au Règlement de la Commission (CE) n° 578/2013, du 17 juin 2013, restaient en vigueur au moment où nous rédigeons ces lignes (septembre 2013). L'Union européenne avait également suspendu temporairement ses importations depuis le Tonga en 2005-2006.

C. Étude pays par pays

SINGAPOUR

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : Un inventaire de la présence de cette espèce à Singapour faisait état d'enregistrements de sa répartition dans les îles de Satumu et Semakau (Huang *et al.*, 2009) ; sa présence avait aussi été constatée à l'île de Hantu (Chou, 1988 ; Huang *et al.*, 2009) et celle de Sentosa (Ming *et al.*, 2010).

Tendances et état de la population : On ne disposait ni d'estimations, ni de tendances concernant *T. geoffroyi* à Singapour. À l'île de Hantu, la présence de cette espèce n'avait été constatée que sur un des douze transects (à quatre profondeurs différentes sur trois sites étudiés) (Chou, 1988). À Sentosa, où elle avait colonisé la digue d'un port de plaisance, c'était néanmoins l'espèce la moins abondante (Ming *et al.*, 2010).

Pour plus de détails concernant le statut des récifs coralliens de Singapour, veuillez consulter la section "Tendances et état de la population" de *Plerogyra sinuosa*

Menaces : Pour plus de détails concernant les menaces des coraux à Singapour, veuillez consulter la section "Menaces" de *Plerogyra sinuosa*

Commerce : Singapour avait transmis tous ses rapports annuels sur 2002-2011, mais n'avait publié aucun quota d'exportation CITES concernant *T. geoffroyi*. Ce pays n'avait notifié aucun commerce de cette espèce sur 2002-2011. D'après les données fournies par les pays importateurs figurant dans la base de données sur le commerce CITES, le commerce direct de *T. geoffroyi* depuis Singapour sur 2002-2012 était constitué de coraux sauvages exportés à des fins commerciales : 26 coraux vivants importés par l'Afrique du Sud en 2006, et 58 coraux bruts par la Turquie en 2009. Aucun commerce indirect de *T. geoffroyi* provenant de Singapour n'avait été signalé sur 2002-2012.

Gestion : *T. geoffroyi* ne semblait pas bénéficier d'une protection spécifique au titre de la législation de Singapour (Heng, 2008).

Pour plus de détails concernant la gestion des coraux à Singapour, veuillez consulter la section "Gestion" de *Plerogyra sinuosa*.

ÎLES SALOMON

Distribution dans l'État de l'aire de répartition : La présence de *T. geoffroyi* aux Salomon avait été confirmée par Veron et Turak (2006). Elle avait été constatée dans 59 sites sur les

113 étudiés dans les neuf plus grandes îles de la principale chaîne insulaire des Salomon (Turak, 2006).

Tendances et état de la population : On ne disposait ni d'estimations, ni de tendances concernant *T. geoffroyi* aux Salomon. Cette espèce n'était considérée abondante sur aucun des sites étudiés dans les neuf plus grandes îles en 2004 (Turak, 2006).

Les données permettant d'évaluer le statut des récifs coralliens aux Salomon étaient limitées, mais la forte couverture corallienne dans la province Occidentale et leur état de santé général indiquaient que leur statut pourrait être stable, et les coraux potentiellement très résilients (Chin *et al.*, 2011). La surface de la zone récifale corallienne des Salomon était estimée à 5 750 km², avec une couverture corallienne moyenne de 30 p. cent (Wilkinson, 2008), et les communautés des récifs coralliens étaient globalement dans de bonnes conditions (Turak, 2006).

Menaces : Pour plus de détails concernant les menaces des coraux aux Salomon, veuillez consulter la section "Menaces" d'*Euphyllia cristata*.

Commerce : Les Salomon étaient devenues Partie de la CITES en 2007, et avaient transmis leurs rapports CITES annuels de 2008 à 2010. Ce pays n'avait publié aucun quota d'exportation CITES concernant *T. geoffroyi*. D'après les informations de la base de données sur le commerce CITES (reposant principalement sur les données fournies par les pays importateurs), le commerce direct de *T. geoffroyi* depuis les Salomon sur 2002-2012 était principalement constitué de coraux sauvages vivants exportés à des fins commerciales (Tableau 1). Le principal pays importateur était les États-Unis.

Le commerce indirect de *T. geoffroyi* provenant des Salomon sur 2002-2012 était constitué de petites quantités de coraux vivants, pour la plupart sauvages, exportés à des fins commerciales en 2010-2011.

Tableau 1. Exportations directes de *Trachyphyllia geoffroyi* depuis les Îles Salomon, 2002-2011. La totalité du commerce était de source sauvage et visait des fins commerciales. (Aucun commerce n'avait été signalé pour 2012 ; les Salomon étaient devenues Partie de la CITES en 2007, et avaient soumis leurs rapports annuels de 2008 à 2010.)

Terme	Unité	Communiqué par	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Total
vivants	-	Importateur	400	70	373	504	467	202	171	228	257	88	2760
		Exportateur								97	280		377
coraux bruts	-	Importateur				20							20
		Exportateur							27	1			28
kg	-	Importateur							4				4
		Exportateur											

Source : Base de données sur le commerce CITES, UNEP- WCMC, Cambridge, Royaume-Uni

Gestion : *T. geoffroyi* ne semblait pas bénéficier d'une protection spécifique au titre de la législation des Îles Salomon.

Pour tout renseignement concernant la gestion des coraux aux Salomon, veuillez consulter la section "Gestion" d'*Euphyllia cristata*.

D. Problèmes identifiés mais sans rapport avec la mise en œuvre de l'Article IV, paragraphes 2 (a), 3 ou 6 (a)

La destruction des récifs provoquée par les travaux de poldérisation était considérée comme la principale menace de coraux à Singapour.

E. Bibliographie

- Amos, M. J. 2007. *Vanuatu fishery resource profiles. IWP-Pacific Technical Report no. 49*. Apia, Samoa: SPREP.
- Atkinson, M., Kerrigan, B., Roelofs, A. and Smith, T. 2008a. Non detriment finding for CITES-listed corals in the Queensland coral fishery. Case study 4. In: *NDF Workshop Case Studies, WG9-Aquatic Invertebrates*, Cancun, Mexico: International Expert Workshop on CITES Non-Detriment Finding.
- Atkinson, M., Kerrigan, B., Roelofs, A. and Smith, T. 2008b. Non detriment finding for CITES-listed corals in the Queensland coral fishery. Case study 4 - Appendices. In: *NDF Workshop Case Studies, WG9-Aquatic Invertebrates*, Cancun, Mexico: International Expert Workshop on CITES Non-Detriment Finding.
- Beger, M., Jacobson, D., Pinca, S., Richards, Z., Hess, D., Harriss, F., Page, C., Peterson, E. and Baker, N. 2008. The state of coral reef ecosystems of the Republic of the Marshall Islands. In: Waddell, J. E. and Clarke, A. M. (eds.), *The State of Coral Reef Ecosystems of the United States and Pacific Freely Associated States: 2008*, Silver Spring, USA: NOAA/NCCOS Center for Coastal Monitoring and Assessment's Biogeography Team, p.387-417.
- Borneman, E. H. 2002. Do you know where your corals are coming from? Ecological information for aquarists from coral collection areas in Indonesia. *Advanced Aquarist*, 1 (3).
- Bruno, J. F., Siddon, C. E., Witman, J. D., Colin, P. L. and Toscano, M. A. 2001. El Nino related coral bleaching in Palau, Western Caroline Islands. *Coral Reefs*, 20 (2), p.127-136.
- Cartwright, C., Horii, S., Mazaroli, N., Nelson, A., Nixon, K. and Reynolds, A. 2012. *Saving Nemo: mariculture and market-based solutions to reform the marine ornamental trade*. University of California, Santa Barbara.
- Center for Ocean Solutions. 2009. *Pacific Ocean synthesis - Scientific literature review of coastal and ocean threats, impacts, and solutions*. Stanford, CA, USA: The Woods Center for the Environment, Stanford University.
- Chin, A., Lison de Loma, T., Reytar, K., Planes, S., Gerhardt, K., Clua, E., Burke, L. and Wilkinson, C. 2011. *Status of coral reefs of the Pacific and outlook: 2011*. Washington D.C., USA: Global Coral Reef Monitoring Network.
- Chou, L. M. 1988. The impact of human influence on the fringing reef of Pulau Iiantu, Singapore. In: *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium*, 1988, Kent Ridge, Singapore: National University of Singapore.
- Chou, L. M. 2002. Singapore reefs report 2002. *Report of the Global Coral Reef Monitoring Network (GCRMN) Regional Workshop for the East Asian Seas*, Townsville, Australia: International Coral Reef Initiative, p.85-95.
- Chou, L. M. 2006. Marine habitats in one of the world's busiest harbours. In: Wolanski, E. (ed.), *The Environment in Asia Pacific Harbours*, Dordrecht, The Netherlands: Springer Verlag, p.377-391.
- Chou, L. M., Toh, K. Ben, Tay, Y. C. and Hui, V. X. 2012. Coral reefs in Singapore: Past, present and future. In: *The Asian Conference on Sustainability, Energy & the Environment*, 2012, Osaka, Japan: IAFOR.
- CITES. 2009. *Marshall Islands*. [Online]. Available at: <http://www.cites.org/cms/index.php/component/cp?country=MH> [Accessed: 15 May 2013].
- Comley, J. 2013. James Comley (Institute of Applied Science, University of the South Pacific) pers. comm. to UNEP-WCMC, 15/03/2013.
- Fenner, D. 2006. *Coral diversity survey: Mamanuca Islands and Coral Coast, Fiji, 2005*. Pago pago, American Samoa: University of South Pacific.
- Gillett, R. 2007. *A short history of industrial fishing in the Pacific Islands*. RAP Publication 2007/22. Bangkok, Thailand: FAO, Asia-Pacific Fishery Commission.
- Goh, N. 2008. Management and monitoring for coral reef conservation in the Port of Singapore. In: *Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium, Ft.Lauderdale, Florida, 7-11 July, 2008*, Singapore City, Singapore: Coastal and Marine Environment Programme, p.1108-1111.
- Goh, N. K. C. and Chou, L. M. 1993. The coral reef community of Pulau Satuma (Raffles lighthouse), Singapore, with emphasis on the hard corals. *Journal of the Singapore National Academy of Science*, 20-21, p.51-57.

- Golbuu, Y., Bauman, A., Kuartei, J. and Victor, S. 2005. The state of coral reef ecosystems of Palau. In: Waddell, J. (ed.), *The State of Coral Reef Ecosystems of the United States and Pacific Freely Associated States: 2005*, Silver Spring, USA: NOAA/NCCOS Center for Coastal Monitoring and Assessment's Biogeography Team, p.488–507.
- Golbuu, Y., van Woosik, R., Richmond, R. H., Harrison, P. and Fabricius, K. E. 2011. River discharge reduces reef coral diversity in Palau. *Marine Pollution Bulletin*, 62 (4), p.824–831.
- Govan, H. 2009. *Status and potential of locally-managed marine areas in the South Pacific: Meeting nature conservation and sustainable livelihood targets through wide-spread implementation of LMMAs*. Suva, Fiji: SPREP/WWF/WorldFish-Reefbase/CRISP.
- Government of Vanuatu. 2010. *Ministry of Agriculture*. [Online]. Available at: <http://www.governmentofvanuatu.gov.vu/index.php/government/agriculture> [Accessed: 10 August 2013].
- Green, E. P. and Shirley, F. 1999. *The global trade in corals*. Cambridge, UK: WCMC Biodiversity Series No. 10.
- Heng, L. L. 2008. Nature conservation laws: The legal protection of flora and fauna in Singapore. In: *The Singapore Red Data Book*, Singapore City, Singapore: National Parks Board Singapore.
- Huang, D., Todd, P. A., Chou, L. M., Ang, K. H., Boon, P. Y., Cheng, L., Ling, H. and Lee, W. 2006. Effects of shore height and visitor pressure on the diversity and distribution of four intertidal taxa at Labrador Beach, Singapore. *The Raffles Bulletin of Zoology*, 54 (2), p.477–484.
- Huang, D., Tun, K. P. P., Chou, L. M. and Todd, P. A. 2009. An inventory of zooxanthellate scleractinian corals in Singapore, including 33 new records. *The Raffles Bulletin of Zoology*, (22), p.69–80.
- Jenkins, A. 2004. *Fiji's Great Sea Reef: The first marine biodiversity survey of Cakaulevu and associated coastal habitats*. Suva, Fiji: WWF Fiji Country Programme.
- Kinch, J., Teitelbaum, A. and Pippard, H. 2011. Proceedings of the regional workshop on trade in corals and determining non-detrimental findings. In: *Proceedings of the regional workshop on trade in corals and determining non-detrimental findings (17-20 May 2010, Honiara, Solomon Islands)*, 2011, Noumea, New Caledonia: Secretariat of the Pacific Community.
- Koven, J. F. and Paulay, G. 1997. *Checklist of coral species, Great Astrolabe Reef, Fiji*. Suva, Fiji: USP Marine Studies Programme.
- Maragos, J. E. 1994. Description of reefs and corals for the 1988 protected area survey of the northern Marshall Islands. *Atoll Research Bulletin*, 1994 (419).
- Maragos, J. E. and Cook, C. W. 1995. The 1991-1992 rapid ecological assessment of Palau's coral reefs. *Coral Reefs*, 14, p.237–252.
- Marino, S., Bauman, A., Miles, J., Kitalong, A., Bukurou, A., Mersai, C., Verheij, E., Olkeriil, I., Basilius, K., Colin, P., Patris, S., Victor, S., Andrew, W. and Golbuu, Y. 2008. The state of coral reef ecosystems of Palau. In: Waddell, J. E. and Clarke, A. M. (eds.), *The State of Coral Reef Ecosystems of the United States and Pacific Freely Associated States: 2008*, Silver Spring, USA: NOAA/NCCOS Center for Coastal Monitoring and Assessment's Biogeography Team, p.511–539.
- Marshall Islands. 2004. *Fisheries Act. Title 51 - Management of marine resources. Chapter 2: Fisheries*. p.1711–1722.
- National Parks Board Singapore. 2010. *Singapore: 4th national report to the Convention on Biological Diversity*. Montreal, Canada: CBD Secretariat.
- Naviti, W. and Aston, J. 2000. Status of coral reef and reef fish resources of Vanuatu. In: *Regional Symposium on Coral Reefs in the Pacific: Status and Monitoring; Resources and Management, 2000*, Noumea, New Caledonia: International Coral Reef Initiative.
- Pakoa, K. M. 2007. Vanuatu. In: Sulu, R. (ed.), *Status of coral reefs in the southwest Pacific: 2004*, Suva, Fiji: IPS Publications, University of the South Pacific.
- Palau. 1994. *Marine Protection Act of 1994*.
- Parry-Jones, R. 2004. *Fiji's Non-Detriment-Finding Methodology for the extraction and trade in Marine Aquarium Species*. Report by the TRAFFIC Oceania South Pacific Programme to the Government of Fiji. Unpublished report.
- Pinca, S., Beget, M., Jacobson, D. and Keju, T. 2005. The state of coral reef ecosystems of the Marshall Islands. In: Waddell, J. E. (ed.), *The State of Coral Reef Ecosystems of the United States and Pacific*

- Freely Associated States: 2005*, Silver Spring, USA: NOAA/NCCOS Center for Coastal Monitoring and Assessment's Biogeography Team, p.373–386.
- Randall, R. H. 1995. Biogeography of reef-building corals in the Mariana and Palau Islands in relation to back-arc rifting and the formation of the eastern Philippine Sea. *Natural History Research*, 3 (2), p.193–210.
- Raubani, J. J. J. 2008. *Fisheries department 2007 annual report*. Port Vila, Vanuatu: Vanuatu Fisheries Department.
- Raubani, J. J. J. 2009. *The status of coral reefs in Vanuatu 2007*. Port Vila, Vanuatu: Ministry of Agriculture, Quarantine, Forestry and Fisheries.
- Reef Ecology Study Team. 2008. *Coral reefs of Singapore*. [Online]. Available at: <http://coralreef.nus.edu.sg/> [Accessed: 7 May 2013].
- RMI-OEPPC. 2008. *Republic of the Marshall Islands biodiversity clearing house mechanism*. [Online]. Available at: http://biormi.org/index.shtml?en/protected_species.shtml [Accessed: 15 May 2013].
- Roelofs, A. and Silcock, R. 2008. *A vulnerability assessment of coral taxa collected in the Queensland Coral Fishery*. Brisbane, Australia: Department of Primary Industries and Fisheries.
- Singapore. 1965. *Wild Animals and Birds Act (No. 5 of 1965)*.
- Singapore. 2006. *Endangered Species (Import and Export) Act*.
- Teh, L., Teh, L., Starkhouse, B. and Sumaila, U. R. 2007. *An overview of socio-economic and ecological perspectives of Fiji's inshore reef fisheries*. Vancouver, Canada: Fisheries Centre, University of British Columbia.
- Turak, E. 2006. Coral communities and reef health. In: Green, A., Lokani, P., Atu, W., Ramohia, P., Thomas, P. and Almany, J. (eds.), *Solomon Islands Marine Assessment. Technical Report of survey conducted May 13 - June 17, 2004*, Brisbane, Australia: The Nature Conservancy, p.64–109.
- Turak, E., Sheppard, C. and Wood, E. 2008. *Plerogyra sinuosa*. IUCN 2012. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2*. [Online]. Available at: www.iucnredlist.org [Accessed: 5 May 2013].
- UNESCO. 2013. Bikini atoll nuclear test site. *World Heritage List*. [Online]. Available at: <http://whc.unesco.org/en/list/1339> [Accessed: 15 May 2013].
- Vanuatu. 2005. *Fisheries Act no. 55 of 2005*.
- Vanuatu Department of Fisheries. 2009. *Vanuatu national marine aquarium trade management plan*. Port Vila, Vanuatu: SPC Headquarters.
- Veron, J. E. N., DeVantier, L., Turak, E. and Stafford-Smith M. G. 2013. Draft distribution maps in *Coral Geographic*. In www.coralsoftheworld.com
- Veron, J. E. N. and Turak, E. 2006. Coral diversity. In: Green, A., Lokani, P., Atu, W., Ramohia, P., Thomas, P. and Almany, J. (eds.), *Solomon Islands Marine Assessment. Technical Report of survey conducted May 13 - June 17, 2004*, Brisbane, Australia: The Nature Conservancy, p.35–63.
- Veron, J. E. N. 1990. Checklist of the hermatypic corals of Vanuatu. *Pacific Science*, 44 (1), p.51–70.
- Veron, J. E. N. 2000. *Corals of the world*. 3rd ed. Stafford-Smith, M. (ed.). Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science.
- Wallace, C. 1999. *Staghorn corals of the world: A revision of the genus Acropora*. Collingwood, Australia: CSIRO Publishing.
- Wells, J. W. 1954. Recent corals of the Marshall Islands: Bikini and nearby atolls, part 2, oceanography (biologic). *Geological Survey Professional Paper*, 260 (1).
- Whippy-Morris, C. 2009. *South-west Pacific status of coral reefs report 2007*. Noumea, New Caledonia: CRISP.
- Wilkinson, C. 2004. *Status of coral reefs of the world: 2004*. 1st ed. Townsville, Australia: Australian Institute of Marine Science.
- Wilkinson, C. 2008. *Status of coral reefs of the world: 2008*. Townsville, Australia: Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre.

Annexe : Codes de source des spécimens et de but des transactions

Code de source des spécimens

Code	Description
W	Spécimens prélevés dans la nature.

R	Spécimens élevés en ranch: spécimens d'animaux élevés en milieu contrôlé, provenant d'œufs ou de juvéniles prélevés dans la nature, où ils n'auraient eu sinon que très peu de chances de survivre jusqu'au stade adulte.
D	Animaux de l'Annexe I reproduits en captivité à des fins commerciales dans des établissements inscrits au registre du Secrétariat, conformément à la Résolution Conf. 12.10 (Rev. CdP 15), et plantes de l'Annexe I reproduites artificiellement à des fins commerciales, ainsi que leurs parties et produits, exportés au titre de l'Article VII de la Convention, paragraphe 4.
A	Plantes reproduites artificiellement conformément à la résolution Conf. 11.11 (Rev. CdP 15), ainsi que leurs parties et produits, exportés au titre de l'Article VII, paragraphe 5, (spécimens d'espèces inscrites à l'Annexe I reproduits artificiellement à des fins non commerciales et spécimens d'espèces inscrites aux Annexes II et III).
C	Animaux reproduits en captivité conformément à la résolution Conf. 10.16 (Rev.), ainsi que leurs parties et produits, exportés au titre de l'Article VII, paragraphe 5.
F	Animaux nés en captivité (F1 ou générations ultérieures) ne répondant pas à la définition d'"élevé en captivité" donnée par la résolution Conf. 10.16 (Rev.), ainsi que leurs parties et produits.
U	Source inconnue. (doit être justifiée)
I	Spécimens confisqués ou saisis. (peut être utilisé conjointement à un autre code)
O	Spécimens pré-Convention.

Code de but de la transaction

Code	Description
T	Transaction commerciale
Z	Parc zoologique
G	Jardin botanique
Q	Cirque et exposition itinérante
S	Fins scientifiques
H	Trophée de chasse
P	Fins personnelles
M	Fins médicales (y compris la recherche biomédicale)
E	Éducation
N	Réintroduction ou introduction dans la nature
B	Élevage en captivité ou reproduction artificielle
L	Application de la loi / fins judiciaires / police scientifique