

CONVENTION SUR LE COMMERCE INTERNATIONAL DES ESPECES
DE FAUNE ET DE FLORE SAUVAGES MENACEES D'EXTINCTION

Dix-neuvième session de la Conférence des Parties
Panama (Panama), 14 – 25 novembre 2022

EXAMEN DES PROPOSITIONS D'AMENDMENT DES ANNEXES I ET II

A. Proposition

Transfert de l'Annexe III à l'Annexe II des espèces nord-américaines (c'est-à-dire uniquement des espèces présentes au Canada et aux États-Unis d'Amérique) de la famille des Chelydridae (chélydrides), conformément à l'Article II, paragraphe 2 a), de la Convention ainsi qu'à la résolution Conf. 9.24 (Rev. CoP17), annexe 2 a :

Critère B. Il est établi, ou il est possible de déduire ou de prévoir, qu'une réglementation du commerce de certaines espèces de ce genre est nécessaire pour faire en sorte que le prélèvement de spécimens dans la nature ne réduit pas leur population sauvage à un niveau auquel leur survie pourrait être menacée par la poursuite du prélèvement ou d'autres influences.

Macrochelys temminckii (Troost, dans Harlan, 1835)

et conformément à l'Article II, paragraphe 2 b), de la Convention ainsi qu'à la résolution Conf. 9.24 (Rev. CoP17), annexe 2 b :

Critère A. Dans leur forme commercialisée, les spécimens de l'espèce ressemblent aux spécimens d'une autre espèce inscrite à l'Annexe II au titre des dispositions de l'Article II, paragraphe 2 a), ou à l'Annexe I, au point qu'il est peu probable que les agents chargés de la lutte contre la fraude soient en mesure de les distinguer.

Chelydra serpentina (Linnaeus, 1758)

B. Auteur de la proposition

États-Unis d'Amérique*

C. Justificatif1. Taxonomie

- 1.1 Classe : Reptilia
- 1.2 Ordre : Testudines
- 1.3 Famille : Chelydridae (Gray, 1831)

* Les appellations géographiques employées dans ce document n'impliquent de la part du Secrétariat CITES (ou du Programme des Nations Unies pour l'environnement) aucune prise de position quant au statut juridique des pays, territoires ou zones ni quant à leurs frontières ou limites. La responsabilité du contenu du document incombe exclusivement à son auteur.

- 1.4 Genre : *Macrochelys* (Gray, 1856)
Espèce *Chelydra serpentina* (Linnaeus, 1758)

Voir les références de nomenclature normalisée pour les tortues, Fritz et Havaš (2007).

- 1.5 Synonymes scientifiques : Voir les synonymes de noms de genre et d'espèce, Fritz et Havaš (2007).
Après examen des variations morphologiques et génétiques de *M. temminckii* (Thomas *et al.*, 2014), il a été proposé que ce genre, autrefois considéré comme monotypique, comprenne en vérité trois espèces : *M. temminckii*, *M. apalachicola* et *M. suwanniensis*. En 2015, une analyse secondaire a suggéré que *M. apalachicola* n'était pas suffisamment identifiable et il a été proposé de ne retenir que deux espèces : *M. temminckii* et *M. suwanniensis* (Folt et Guyer, 2015). L'étude la plus récente a étudié le genre *Macrochelys* en s'appuyant sur les dernières techniques de séquençage génétique et vient appuyer la conclusion de Thomas *et al.* (2014), identifiant trois espèces différentes de *Macrochelys* ; cette étude n'a cependant pas encore été publiée (Apodaca *et al.*, 2022). Dans le présent document, *M. suwanniensis* et *M. apalachicola* sont considérés comme des synonymes de *M. temminckii*. À ce jour, la CITES ne reconnaît aucune subdivision de *M. temminckii*, qu'elle considère toujours comme monotypique (conformément à Fritz et Havaš, 2007).

- 1.6 Noms communs : français : Tortue alligator (*Macrochelys temminckii*) ; Chélydre serpentine (*Chelydra serpentina*)
anglais : Alligator Snapping Turtle (*Macrochelys temminckii*) ; Common¹ Snapping Turtle (*Chelydra serpentina*) ; North American Snapping Turtle (*Chelydra serpentina*) ; Eastern Snapping Turtle (*Chelydra serpentina*)
espagnol : Tortuga-lagarto común (*Chelydra serpentina*)

- 1.7 Numéros de code :

2. Vue d'ensemble

Les espèces dont le cycle biologique est lent (maturité tardive, grande longévité, longue vie reproductive) sont tout particulièrement vulnérables aux activités humaines et aux changements provoqués par l'homme : perte ou dégradation de leur habitat, consommation à des fins médicinales ou alimentaires, impact des espèces envahissantes, changement climatique, prélèvement pour être vendues comme animal de compagnie à l'international, etc. Les tortues comptent parmi ces espèces et présentent le risque d'extinction le plus élevé de tous les vertébrés (Stanford *et al.*, 2020). Nous proposons de transférer les deux espèces nord-américaines de la famille des Chelydridae (tortues chélydrides) de l'Annexe III (États-Unis) à l'Annexe II : *Macrochelys temminckii* (tortue alligator), espèce endémique aux États-Unis, et *Chelydra serpentina* (chélydre serpentine), espèce présente aux États-Unis et au Canada (Fritz et Havaš, 2007). Ces espèces sont toutes deux présentes dans le Sud-Est des États-Unis (figure 1), l'une des trois régions au monde à disposer d'une grande richesse en espèces de tortues et de tortues terrestres (Turtle Taxonomy Working Group - TTWG, 2021). Ces deux espèces font également l'objet d'un commerce international de grande ampleur, celui-ci reposant en grande partie sur la demande en viande de tortue venant de l'Asie de l'Est (CITES, 2016 ; figure 2). Le commerce international des tortues connaît généralement des cycles en dents de scie, la demande se déplaçant d'une espèce à l'autre au fur et à mesure de l'appauvrissement puis de la régulation de leurs populations (CITES, 2016 ; figure 2).

Aux États-Unis, *M. temminckii* a fait jadis l'objet de prélèvements de grande ampleur, destinés à la consommation locale, les niveaux de prélèvement atteignant leur apogée dans les années 1960 et 1970. Le commerce international a ensuite commencé à augmenter de manière régulière dans les années 1990. Jusqu'à 23 780 tortues alligators étaient ainsi exportées chaque année des États-Unis avant 2006, année de l'inscription de cette espèce à l'Annexe III (U.S. Fish and Wildlife Service – USFWS, 2021a). Depuis lors, les exportations internationales en provenance des États-Unis restent à un niveau élevé et relativement constant, près de 34 000 individus étant exportés en moyenne chaque année (période 2006-2020). Les

¹ Le terme « common » fait référence à l'aire de répartition relativement large de *Chelydra serpentina*, et non à son état de conservation.

spécimens commercialisés sont dans leur quasi-totalité des tortues vivantes (en grande majorité des individus immatures), principalement en provenance des États-Unis (PNUE-WCMC, 2022).

Malgré son inscription à l'Annexe III et la mise en œuvre de réglementations nationales sur les prélèvements dans la nature, la population nationale de *M. temminckii* ne s'est pas encore remise de ces prélèvements passés (USFWS, 2021a,b). Cela est dû en grande partie à la lenteur de son cycle biologique (maturité tardive, longue durée d'une génération) et à sa faible capacité reproductrice, qui rendent l'espèce vulnérable à tout prélèvement sur ses populations sauvages (USFWS, 2021a,b). Par rapport à de nombreuses autres espèces faisant l'objet de prélèvements (figure 3), les femelles de *M. temminckii* atteignent la maturité sexuelle assez tardivement (entre 13 et 21 ans ; Tucker et Sloan, 1997) et ne produisent donc pas de descendance avant cela. De plus, la mortalité est élevée chez les individus immatures de *M. temminckii* (USFWS, 2021b), et une reproduction réussie ne devrait donc avoir lieu que bien plus tard. Les populations de *M. temminckii* dépendent ainsi fortement du taux de survie des adultes, et notamment des femelles : tout taux de survie inférieur à 98 % par an chez les femelles adultes entraîne un déclin des populations (Reed *et al.*, 2002). Ces caractéristiques font que l'espèce est particulièrement sensible à la surexploitation.

Une évaluation nationale a été menée récemment sur cette espèce (USFWS, 2020, 2021a) et a incité les États-Unis à proposer l'inscription de *M. temminckii* sur la Liste des espèces menacées au niveau fédéral, établie au titre de la loi américaine sur les espèces menacées d'extinction, l'Endangered Species Act (USFWS, 2021b,c). Cette évaluation révèle qu'un peu plus de 360 000 individus sont encore probablement présents dans la nature, et la modélisation des conditions et de la viabilité futures indique que l'espèce aura vraisemblablement quasi disparu d'une grande partie de son aire de répartition dans les 50 prochaines années (USFWS, 2020, 2021a,b). Un certain nombre de menaces actuelles et futures pèse sur cette espèce dans toute son aire de répartition, notamment la perte et la modification de son habitat, la prédation des nids, la mortalité résultant de la pêche en eau douce et des activités de loisirs, ainsi que les prélèvements légaux et illégaux (USFWS, 2021a,b).

Bien que le prélèvement de *M. temminckii* dans la nature soit réglementé au niveau national par les États de son aire de répartition aux États-Unis (tableau 1), l'ampleur des prélèvements légaux et illégaux est inconnue, et il est difficile d'estimer à quel point ces prélèvements sont motivés par la demande internationale (DOJ, 2017). La quasi-totalité des spécimens de *M. temminckii* faisant l'objet d'un commerce international porte la mention « spécimens prélevés dans la nature » (PNUE-WCMC, 2022), mais il pourrait s'agir en grande partie d'individus élevés en captivité, dans des établissements dont on ne sait s'ils répondent aux exigences de la résolution Conf. 10.16 (Rev.) (USFWS, 2021a). Les prélèvements dans la nature peuvent également contribuer à ce commerce : il est possible que les œufs et les individus immatures soient prélevés dans la nature pour compléter les exportations, et que les adultes soient prélevés comme cheptel reproducteur. Étant donné que le commerce international contribue peut-être aux prélèvements dans la nature, et compte tenu de la lenteur du cycle biologique de *M. temminckii* ainsi que des faibles effectifs et du déclin de ses populations nationales, l'inscription de cette espèce à l'Annexe II est nécessaire afin d'appuyer les mesures nationales existantes et de veiller à ce que l'utilisation de cette espèce soit durable et que le commerce international ne soit pas préjudiciable aux populations sauvages. Cette inscription complétera les efforts des États visant à assurer la gestion de cette espèce et à réglementer les prélèvements.

Cette proposition vise également le transfert de l'autre espèce de chélydride d'Amérique du Nord, la chélydre serpentine (*Chelydra serpentina*), de l'Annexe III à l'Annexe II en raison de préoccupations quant à la lutte contre la fraude, des similarités morphologiques existant entre les individus immatures de ces deux espèces. Les chélydres serpentes font l'objet d'un important commerce international (PNUE-WCMC, 2022) et de prélèvements légaux, à des fins commerciales et personnelles/récréatives, dans certaines régions de leur aire de répartition aux États-Unis (par exemple, van Dijk, 2012 ; Colteaux et Johnson, 2017). L'espèce est considérée comme relevant de la catégorie « Préoccupation mineure » selon la Liste rouge des espèces menacées de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), les tendances de ses populations étant stables (van Dijk, 2012). Bien que l'on ignore les effectifs exacts de sa population nationale, on estime que les prélèvements destinés au commerce international ne représenteraient pas une menace grave pour *C. serpentina* à ce jour. La majorité du commerce international concerne des spécimens déclarés comme étant nés ou élevés en captivité (PNUE-WCMC, 2022). Cependant, comme pour les tortues alligators, les établissements d'élevage de *C. serpentina* ne sont pas nécessairement des systèmes de production fermés (les individus immatures nés dans ces établissements peuvent par exemple être d'origine sauvage et les adultes peuvent avoir été prélevés en vue de constituer un cheptel reproducteur). Ce commerce pose particulièrement problème lorsqu'il s'agit d'appliquer les dispositions de l'Annexe II à *M. temminckii*.

Bien que la distinction soit aisée entre les adultes de ces deux espèces de chélydrides, ceux-ci ne font pas l'objet d'un important commerce international. Les échanges commerciaux portent principalement sur les individus immatures, dont l'apparence est très similaire. Par exemple, chez les deux espèces, les individus immatures sont de couleur sombre, avec une carapace rugueuse parcourue par trois carènes distinctes (Ernst et Lovich, 2009). Certaines caractéristiques permettent de différencier les adultes des deux espèces sur la base d'une simple observation visuelle mais celles-ci n'apparaissent que plus tardivement ; il est facile de confondre les nouveau-nés et les juvéniles, la distinction entre les deux espèces étant probablement impossible pour les non-spécialistes (B. Baker, chercheur en criminalistique appliquée aux espèces sauvages, USFWS National Fish and Wildlife Forensic Laboratory, comm. pers.). Si les deux espèces venaient à être inscrites à des Annexes CITES différentes, l'apparence similaire des individus immatures poserait alors problème pour la lutte contre la fraude. Par exemple, sur une seule année, des centaines de milliers de chélydrides ont été exportées des États-Unis dans des cargaisons de très grande taille (contenant des milliers à des centaines de milliers de spécimens) (PNUE-WCMC, 2022) : les deux espèces ne pouvant être différenciées facilement, cela pourrait permettre aux trafiquants de faire passer *M. temminckii*, espèce plus menacée, pour *C. serpentina*. L'inscription de *C. serpentina* à l'Annexe II de la CITES est donc nécessaire pour que la réglementation du commerce de *M. temminckii* soit efficace. Comme pour *M. temminckii*, le transfert de *C. serpentina* à l'Annexe II viendrait compléter les mesures prises au niveau national ainsi que celles prises par les États : elle permettrait également de garantir que l'acquisition des spécimens faisant l'objet d'un commerce international est durable et légale et qu'elle ne portera pas préjudice à la survie de l'espèce.

3. Caractéristiques de l'espèce

3.1 Répartition géographique

M. temminckii est endémique aux États-Unis et se trouve uniquement dans les systèmes fluviaux qui se déversent dans le Golfe du Mexique (figure 1A,B). Son aire de répartition actuelle couvre 12 États : l'Alabama, l'Arkansas, la Floride, la Géorgie, l'Illinois, le Kentucky, la Louisiane, le Mississippi, le Missouri, l'Oklahoma, le Tennessee et le Texas. Autrefois, cette espèce se rencontrait également dans l'Indiana et le Kansas, mais on ignore si *M. temminckii* y est toujours présente aujourd'hui (USFWS, 2020, 2021a). Des observations ont également été signalées en dehors de son aire de répartition naturelle (par exemple en Corée du Sud ; Koo *et al.*, 2021).

Le taxon *C. serpentina* est plus largement répandu : son aire de répartition couvre tout l'Est et le centre des États-Unis et s'étend vers le nord jusque dans le Sud du Canada (Manitoba, Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse, Ontario, Québec, Saskatchewan ; figure 1C). Aux États-Unis, *C. serpentina* est une espèce indigène, présente dans 42 États (y compris dans le District de Columbia) ; elle a été introduite dans un certain nombre de régions en dehors de son aire de répartition naturelle, y compris dans certaines parties de l'Ouest des États-Unis, ainsi que dans d'autres pays (par exemple, dans la province chinoise de Taiwan, en Chine et au Japon ; van Dijk, 2012).

3.2 Habitat

M. temminckii est une espèce très aquatique. Les adultes vivent généralement en eau profonde, dans les grands cours d'eau et leurs principaux affluents, mais également dans les canaux, les lacs, les étangs, les bras morts, les marécages et les bayous (Ernst et Lovich, 2009). Bien que l'espèce soit présente dans toute une variété de microhabitats (Ernst et Lovich, 2009 ; USFWS, 2021a), elle est souvent associée à la présence de reliefs et de couvert (rondins, souches, débris submergés, berges des cours d'eau, par exemple ; Harrel *et al.*, 1996 ; Riedle *et al.*, 2006 ; Howey et Dinkelacker, 2009). Des changements saisonniers ont été documentés (potentiellement en lien avec la thermorégulation) en ce qui concerne la profondeur à laquelle vivent les tortues, celles-ci utilisant les eaux moins profondes au début de l'été et les eaux plus profondes en fin d'été ainsi qu'au milieu de l'hiver (Riedle *et al.*, 2006). Les préférences en matière d'habitat varient en fonction de l'âge des individus immatures. Les nouveau-nés vivent en eaux moins profondes, avec relief et couvert végétal, tandis que les juvéniles ont besoin de petits cours d'eau, avec des fonds boueux ou caillouteux et du relief (USFWS, 2021b).

C. serpentina est également une espèce très aquatique. Elle se rencontre dans toute une variété d'habitats d'eau douce (rivières, lacs, réservoirs, étangs, marais, par exemple ; Ernst et Lovich, 2009 ; van Dijk, 2012). L'espèce vit généralement dans des plans d'eau peu profonds, mais on peut également l'observer au bord des lacs et des rivières de grande profondeur. Les cours d'eau au débit lent, avec fonds boueux ou sablonneux et un grand nombre de plantes aquatiques, de broussailles submergées ou de troncs d'arbres, constituent les habitats de prédilection de cette espèce (Ernst et Lovich, 2009).

L'habitat utilisé est en lien avec l'évolution ontogénétique chez *C. serpentina* également : les juvéniles vivent généralement dans des microhabitats plus végétalisés, en eaux moins profondes que les adultes (Ernst et Lovich, 2009). Malgré le fait que sa distribution géographique recoupe celle de *M. temminckii*, les deux espèces peuvent occuper des microhabitats différents en cas de sympatrie et sont rarement syntopiques (Lescher *et al.*, 2013).

3.3 Caractéristiques biologiques

M. temminckii se caractérise par la lenteur de son cycle biologique et son fort taux de mortalité juvénile (capacité reproductrice globalement faible), qui rendent l'espèce particulièrement vulnérable aux prélèvements dans la nature (Reed *et al.*, 2002 ; figure 3). Les mâles atteignent la maturité sexuelle vers 11-21 ans, et les femelles vers 13-21 ans (Tucker et Sloan, 1997). Les femelles ne pondent qu'une fois par an (9-61 œufs ; 27,8 œufs en moyenne) (Ernst et Lovich, 2009) et construisent généralement leur nid entre mai et juillet, une certaine variation temporelle étant observée dans l'aire de répartition (Ernst et Lovich, 2009 ; USFWS, 2021a). L'espèce fait preuve d'une sélectivité relativement faible quant à l'emplacement des nids, mais les femelles semblent éviter les bancs de sable exposés ainsi que les zones boisées couvertes de feuilles mortes et de racines entremêlées (Ernst et Lovich ; 2009). Le taux de prédation des nids est élevé (jusqu'à 100 % dans certaines populations) (USFWS, 2021a) ; le taux de survie des juvéniles est estimé à seulement 5 %, la mortalité étant surtout forte au cours des deux premières années (Ernst et Lovich, 2009). La durée d'une génération est longue chez *M. temminckii* (jusqu'à 55 ans ; Dreslik *et al.*, 2017), l'espérance de vie pouvant dépasser les 80 ans (USFWS, 2021b).

Le cycle biologique de *C. serpentina* est également relativement lent, avec quelques variations dans son aire de répartition. La maturité sexuelle des mâles a lieu vers 4-6 ans (Ernst et Lovich, 2009), mais cela reste variable et elle peut survenir assez tardivement, vers 15-20 ans dans les populations les plus septentrionales (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada – COSEPAC, 2008). Les observations varient aussi en ce qui concerne la maturité sexuelle des femelles (4-20 ans) ; elle semble également se produire plus tard dans les populations situées plus au nord, l'âge moyen de la première ponte étant de 17-19 ans dans une population de l'Ontario (COSEPAC, 2008 ; Ernst et Lovich, 2009 ; Environnement et Changement climatique Canada – ECC, 2020 ; figure 3). Les femelles font généralement leur nid entre mai et juin et font preuve d'une certaine sélectivité quant au lieu de nidification : elles peuvent ainsi choisir des sites exposés au soleil dans le Nord ou des sites plus ombragés dans le Sud. Les femelles pondent généralement une fois par an, le nombre d'œufs étant variable (4-109 œufs ; 35,2 œufs en moyenne) et augmentant avec la latitude (Ernst et Lovich, 2009). Le taux de prédation des nids est également élevé chez *C. serpentina* (30-100 % ; Ernst et Lovich, 2009 ; USFWS, 2021a), et le taux de survie des nouveau-nés est faible (6,4-23,0 %). En moyenne, la capacité reproductrice de *C. serpentina* est plus importante que celle de *M. temminckii* (Reed *et al.*, 2002), mais elle reste relativement faible par rapport à celle d'autres taxons faisant l'objet de prélèvements (figure 3).

3.4 Caractéristiques morphologiques

Les chélydrides d'Amérique du Nord, *M. temminckii* et *C. serpentina*, présentent une série de caractéristiques morphologiques qui les distinguent des autres tortues nord-américaines. Les deux espèces sont généralement des tortues de grande taille, dotées d'une grosse tête et de mâchoires puissantes. Elles présentent un crochet sur la mâchoire supérieure et leur carapace est rugueuse, avec des carènes et des marginales dentelées sur l'arrière. Le plastron, réduit et cruciforme, n'est pas articulé et est relié à la carapace par un pont osseux étroit. La queue est longue (aussi longue ou plus longue que la carapace) (Ernst et Lovich, 2009).

Les adultes de *M. temminckii* et *C. serpentina* présentent également quelques caractéristiques morphologiques qui permettent de les distinguer l'une de l'autre. Relativement plus grande, *M. temminckii* est la plus grosse tortue d'eau douce d'Amérique du Nord ; sa carapace est foncée, son plastron brun-grisâtre, et sa peau foncée (brune à grise) avec des tons plus clairs sur la face ventrale. Sa tête est plus rentrée et le crochet de sa mâchoire supérieure est plus prononcé que chez *C. serpentina* ; les yeux sont situés sur le côté de la tête et entourés d'un anneau charnu. *M. temminckii* possède un leurre sur la langue, dont la couleur est variable, allant du blanc au gris foncé. La carapace présente trois carènes proéminentes sur toute sa longueur, ainsi qu'une rangée d'écailles supramarginales de chaque côté ; ces écailles s'observent uniquement chez *Macrochelys*. Le dimorphisme sexuel est prononcé, les mâles pouvant peser près de deux fois plus que les femelles (Pritchard, 2006 ; Ernst et Lovich, 2009).

Relativement plus petite, *C. serpentina* présente une carapace de couleur variable – brun clair, marron, olive, noir. Le plastron est jaune à brun clair, tandis que la peau peut être foncée (grise à noire) ou plus claire (jaune à brun clair). La tête est basse, large sur la partie antérieure ; le crochet de la mâchoire supérieure est moins prononcé que celui de *M. temminckii*, et les yeux sont situés sur le haut de la tête. Les trois carènes sont moins visibles chez les adultes et ne couvrent pas toute la longueur de la carapace ; celle-ci peut être lisse chez les individus plus âgés, ce qui lui donne un aspect plus arrondi. La carapace de *C. serpentina* ne présente pas d'écaillies supramarginales, et le dimorphisme sexuel est moins prononcé (Pritchard, 2006 ; Ernst et Lovich, 2009).

Bien que les deux espèces présentent certaines différences morphologiques une fois adultes, les exportations de chélydrides concernent en majorité des individus immatures, qui se ressemblent beaucoup plus. Les individus immatures de ces deux espèces possèdent une carapace rugueuse, dotée de trois carènes distinctes. Chez les deux espèces, la carapace et la peau sont de couleur sombre, avec quelques marbrures plus claires (Ernst et Lovich, 2009). En raison des similarités morphologiques qui existent entre les individus immatures (nouveau-nés, juvéniles et subadultes) de ces deux espèces, il est facile de confondre les tortues alligators et les chélydres serpentines ; il est peu probable que des non-spécialistes puissent les distinguer, en particulier compte tenu des grandes quantités présentes dans le commerce (B. Baker, chercheur en criminalistique appliquée aux espèces sauvages, USFWS National Fish and Wildlife Forensic Laboratory, comm. pers.).

3.5 Rôle de l'espèce dans son écosystème

M. temminckii se nourrit principalement de poissons, mais son régime est varié et elle peut également se nourrir de fruits et d'autres parties de plantes, de sangsues, de mollusques, d'escargots, de crabes et d'écrevisses, ainsi que d'amphibiens, d'autres tortues, de serpents, d'oiseaux et de mammifères. L'homme semble être le seul prédateur des tortues adultes (Ernst et Lovich, 2009). Les taux de prédation des nids sont élevés, les prédateurs les plus courants étant les rats laveurs. Les tatous, les opossums, les lynx, les loutres et les fourmis rouges comptent également parmi ses prédateurs (USFWS, 2021a). Les individus immatures de *M. temminckii* sont la proie de certaines espèces de poissons, d'oiseaux, d'alligators et de loutres (Ernst et Lovich, 2009) ; la mortalité des nouveau-nés peut également être le fait des fourmis rouges et d'autres insectes (USFWS, 2021a).

C. serpentina est omnivore et se nourrit de matières végétales et animales, dont de proies fraîchement attrapées et de charognes. Son alimentation comprend les éponges, les escargots, les crabes, les poissons, les insectes, les amphibiens, les serpents, les oiseaux, les mammifères, les fruits et les feuilles. Les nids sont la proie de nombreux prédateurs, comme les mammifères (mouffettes, rats laveurs et renards, par exemple), les serpents, les oiseaux et les fourmis rouges. Les individus immatures sont la proie des poissons, grenouilles, serpents, oiseaux et mammifères, entre autres prédateurs. L'homme est le principal prédateur des adultes, mais ceux-ci sont également la proie des tortues alligators, des alligators et d'autres mammifères (loutres, coyotes et ours noirs, par exemple ; Ernst et Lovich, 2009).

On connaît mal le rôle que jouent *M. temminckii* et *C. serpentina* dans leur écosystème, comme c'est bien souvent le cas pour de nombreuses espèces de tortues. Cependant, Lovich *et al.* (2018) notent que la disparition de prédateurs d'eau douce, tels que *C. serpentina* (et donc *M. temminckii*, par analogie), peut avoir des conséquences en cascade sur les écosystèmes. Par exemple, une étude expérimentale de Garig *et al.* (2020) a montré que la présence de *C. serpentina* sur une brève période dans la communauté d'un étang avait un impact sur la survie d'une espèce proie, ainsi que sur la masse moyenne de ses survivants, et modifiait donc au final la structure globale de la communauté. Lovich *et al.* (2018) suggèrent également que de nombreuses tortues frugivores, telles que *M. temminckii* (et donc *C. serpentina*, par analogie), pourraient jouer un rôle dans la dispersion et la germination des graines, comme cela a déjà été constaté chez d'autres espèces de tortues. Par conséquent, le déclin d'une population et/ou l'extinction locale de l'une ou l'autre espèce auront probablement des répercussions sur les écosystèmes d'eau douce.

4. État et tendances

4.1 Tendances de l'habitat

Dans l'aire de répartition de *M. temminckii*, de nombreuses activités humaines, anciennes comme actuelles, peuvent provoquer une altération de l'habitat. La construction de barrages sur les rivières peut freiner la dispersion des individus et contrarier le flux génétique, ce qui accroît la fragmentation des populations (USFWS, 2021a). La création de canaux, les opérations de dragage, l'exploitation du

bois fondrier, l'érosion des berges sont autant d'activités et de processus qui peuvent modifier les habitats de prédilection de l'espèce, venant supprimer le relief et le couvert, deux éléments importants pour *M. temminckii*, quel que soit l'âge de l'individu (USFWS, 2021a). Tout changement de la qualité de l'eau (dû, par exemple, aux ruissellements agricoles ou urbains) peut également avoir un impact sur l'adéquation de l'habitat (USFWS, 2021b). Les impacts des activités humaines sur ces deux espèces n'ont pas été bien quantifiés, mais l'USFWS a récemment terminé ses rapports d'évaluation sur l'état de l'espèce *M. temminckii* (considérée comme deux espèces : *M. temminckii* et *M. suwanniensis*) et a déterminé que la fragmentation et/ou l'altération de l'habitat menaçaient l'espèce dans toute son aire de répartition (USFWS, 2020, 2021a).

Bien que l'on considère généralement *C. serpentina* comme une espèce qui s'adapte bien et qui est peu susceptible d'être aujourd'hui menacée par l'évolution de son habitat (van Dijk, 2012), les exigences de l'espèce en matière d'habitat indiquent que ses populations sont tout aussi susceptibles d'être affectées par les processus et activités de l'homme que *M. temminckii*, comme décrit ci-dessus. En effet, un plan de gestion récemment mis en place pour la population canadienne de *C. serpentina* a révélé que la conversion des milieux aquatiques à des fins d'urbanisation ou à des fins agricoles représentait une menace généralisée et courante, dont le niveau de préoccupation est jugé comme étant « élevé » (ECCC, 2020).

4.2 Taille de la population

En ce qui concerne l'abondance de *M. temminckii*, l'estimation la plus probable est de 363 213 tortues dans toute son aire de répartition selon les récents rapports nationaux d'évaluation sur l'état de l'espèce (*M. temminckii* : 361 213 individus ; *M. suwanniensis* : 2 000 individus ; USFWS, 2020, 2021a).

La taille totale de la population de *C. serpentina* n'est pas connue ; une estimation de son abondance globale présente de fortes variations, allant de 10 000 à plus de 1 000 000 d'individus (NatureServe Global Conservation Status Factors, 2013). Dans la dernière version de sa Liste rouge, qui date de plus de 10 ans (2010), l'UICN a considéré que l'espèce relevait de la catégorie « Préoccupation mineure » (van Dijk, 2012). Au Canada, *C. serpentina* est considérée comme une « espèce préoccupante » (statut en cours de réévaluation ; C. Caceres – Service canadien de la faune, comm. pers. ; Caceres, 2022). Bien qu'inconnue, la taille de la population canadienne (10 % de la population mondiale) est estimée à plusieurs milliers d'individus (COSEPAC, 2008 ; Caceres, 2022).

4.3 Structure de la population

On ne dispose que de peu de données sur la structure de la population de *M. temminckii*, et les informations disponibles peuvent être difficiles à interpréter, car on manque de données sur les populations ne faisant pas l'objet de prélèvements (Folt *et al.*, 2016). Folt *et al.* (2016) suggèrent qu'une population de Géorgie, en pleine croissance, pourrait être la meilleure source de données de référence. L'étude a révélé un sex-ratio proche de 1:1 chez les adultes, et un ratio adultes/juvéniles en faveur des adultes, ce qui correspond à la structure attendue pour les tortues dont la longévité est importante. Ailleurs, les sex-ratios documentés chez les adultes dans les populations de *M. temminckii* vont de 1:1, à une prédominance de mâles ou à une prédominance de femelles (USFWS, 2021a). Les ratios adultes/juvéniles varient également (East *et al.*, 2013 ; Howey et Dinkelacker, 2013 ; USFWS, 2021a). Les écarts identifiés dans de nombreuses populations par rapport à la structure de population attendue (par exemple, East *et al.*, 2013 ; Howey et Dinkelacker, 2013 ; USFWS, 2021a) peuvent être le signe que ces populations ne se sont pas encore remises des anciennes pratiques de prélèvement et/ou que des menaces continuent de peser sur elles à ce jour ; d'autres facteurs naturels peuvent également contribuer à ces écarts (East *et al.*, 2013 ; Howey et Dinkelacker, 2013).

Les populations de *C. serpentina* ne faisant pas l'objet de prélèvements présentent généralement la structure de population attendue pour les tortues dont la longévité est importante : sex-ratio à l'équilibre chez les adultes et prédominance des adultes par rapport aux juvéniles (Howey et Dinkelacker, 2013). Comme pour *M. temminckii*, des variations ont été documentées entre les populations, signe potentiel de prélèvements actuels ou anciens, d'autres menaces, et/ou de facteurs naturels (saison des éclosions, par exemple) (Ernst et Lovich, 2009 ; Howey et Dinkelacker, 2013).

4.4 Tendances de la population

Les populations de *M. temminckii* ont décliné sur toute l'aire de répartition de l'espèce en raison d'anciennes pratiques de prélèvement commerciales et récréatives, celles-ci ayant atteint leur apogée

dans les années 1960 et 1970. À cette époque, on a assisté à un appauvrissement spectaculaire des populations dans plusieurs États, notamment en Louisiane, en Alabama, en Géorgie et en Floride (USFWS, 2021a). Les prélèvements commerciaux ont depuis été interdits dans toute l'aire de répartition de l'espèce. La plupart des États ont interdit cette pratique au début des années 1990, le dernier État à le faire étant l'Alabama en 2012 (USFWS, 2021a ; tableau 1). Les prélèvements à des fins personnelles sont toujours autorisés (sous conditions) en Louisiane et dans le Mississippi uniquement (USFWS, 2021a).

Peu d'études ont cherché à évaluer les tendances des populations de *M. temminckii* après la mise en place de ces restrictions. Sur les sept études résumées par l'USFWS (2021a,b), cinq soulignent que les populations de *M. temminckii* ne se sont pas complètement rétablies ; elles font état de dynamiques de population altérées, de déclin des populations ou de l'absence de changement dans les populations après des périodes de rétablissement allant de 10 ans environ à plus de 20 ans. Ces études ont été menées auprès de différentes populations en Géorgie ainsi que dans l'Oklahoma, l'Arkansas et le Missouri. Seules deux études ont mis en évidence une hausse des effectifs (une population dans l'Arkansas et une autre en Géorgie). Toutes études confondues, les signes laissent à penser que *M. temminckii* ne s'est pas totalement remise de ces anciens prélèvements. Cette espèce est en outre confrontée à un certain nombre de menaces, actuelles et futures, comme les prélèvements légaux et illégaux. La modélisation des conditions et de la viabilité futures indique que l'espèce va probablement connaître un déclin dans une grande partie de son aire de répartition au cours des 30 à 50 prochaines années et qu'elle aura quasi disparu de nombreuses régions dans les 50 prochaines années (USFWS, 2020, 2021a,b).

Selon la Liste rouge des espèces menacées de l'UICN (2010), certaines populations locales de *C. serpentina* ont décliné (en particulier dans le Nord), mais la tendance des populations est globalement stable (van Dijk, 2012). Cette évaluation a été menée il y a plus de dix ans, et on ne dispose que de peu d'informations actuelles sur l'état de l'espèce. Le cycle biologique des tortues étant lent, le déclin des populations provoqué par certaines pratiques de prélèvement peut accuser un certain retard (Tomillo *et al.*, 2008). Dans le même temps, une légère augmentation de la mortalité chez les adultes peut entraîner un brusque déclin de populations de grande taille apparemment stables, comme cela a été démontré par les modèles de population de *M. temminckii* et *C. serpentina* (Reed *et al.*, 2002 ; COSEPAC, 2008 ; Midwood *et al.*, 2015). Des études sur le long terme, plus anciennes, portant sur les populations de *C. serpentina* au Canada suggèrent que certaines de ses populations sont sensibles à de telles augmentations de la mortalité adulte et qu'elles sont en déclin (COSEPAC, 2008 ; Caceres, 2022).

4.5 Tendances géographiques

L'aire de répartition de *M. temminckii* a fait l'objet d'une évaluation récente, avec comparaison de l'aire d'occupation actuelle (2000-2019) et de l'aire d'occupation historique (avant l'an 2000). Cette espèce pourrait avoir récemment disparu de deux régions des États-Unis, où elle était présente jadis : l'Indiana et le Kansas. On ne sait pas si l'espèce est toujours présente dans ces deux États. *M. temminckii* a également vu son aire de répartition diminuer récemment dans le Nord de sa distribution géographique (Missouri, Illinois, Kentucky, Tennessee, et peut-être Oklahoma ; USFWS, 2021a).

C. serpentina est largement répandue et aucune contraction récente d'importance de son aire de répartition n'a été documentée. Au Canada, l'espèce est présente en relative abondance dans la partie orientale de son aire de répartition ; elle se rencontre moins fréquemment dans la Saskatchewan et le Manitoba (COSEPAC, 2008 ; ECCO, 2020 ; Caceres, 2022).

5. Menaces

De multiples menaces pesant actuellement sur les populations de *M. temminckii* ont été identifiées. La perte et la modification d'habitat, les prises et les prélèvements (légaux et illégaux), la prédation des nids par des prédateurs non indigènes ou favorisés par les activités humaines (en raison de l'abondance de ressources facilement disponibles) comme les rats laveurs, ainsi que les prises, la mortalité et les blessures liées à la pêche en eau douce et autres activités de loisirs (prise accidentelle, ingestion d'hameçons, noyade après un enchevêtrement dans des cordons ou des lignes de pêche, collisions avec les hélices, etc.) sont les principales menaces qui pèsent sur l'espèce. Leurs impacts sont variables dans l'aire de répartition de *M. temminckii* et, dans de nombreux cas, ces menaces sont considérées comme substantielles dans la mesure où, dans une région donnée, on estime qu'elles réduisent le taux de survie d'une classe d'âge donnée de 8 % ou plus et qu'elles touchent plus de 50 % des tortues alligators de la région. L'espèce peut également être affectée par les maladies, la présence de parasites dans les nids et le changement

climatique, mais on ne dispose que d'informations limitées sur les effets de ces trois dernières menaces (USFWS, 2021a,b).

C. serpentina continue à faire l'objet d'une exploitation légale et intense, ce qui entraîne un certain déclin des populations locales (van Dijk, 2012). Bien qu'on la considère généralement comme une espèce qui s'adapte bien (van Dijk, 2012), la perte et la dégradation de son habitat peuvent avoir un impact sur ses populations ; la conversion de l'habitat a ainsi été identifiée comme une menace très préoccupante pour les populations de *C. serpentina* au Canada (ECCC, 2020). D'autres menaces incluent notamment la prédation des nids par des prédateurs dits « favorisés par les activités humaines » (van Dijk, 2012), ainsi que les blessures et décès en lien avec les activités humaines, comme les collisions avec des véhicules et les activités de pêche récréative ou commerciale (van Dijk, 2012 ; Steen *et al.*, 2014 ; Midwood *et al.*, 2015 ; Piczak *et al.*, 2019). La mortalité routière est une menace dont le niveau de préoccupation est jugé « élevé » pour les populations du Canada (ECCC, 2020), un certain nombre d'autres menaces pesant sur l'espèce dans le pays à des niveaux de préoccupation jugés « moyens » ou « faibles », comme les prélèvements illégaux et autres formes de persécution (niveau de préoccupation moyen : ECCC, 2020 ; Caceres, 2022).

6. Utilisation et commerce

6.1 Utilisation au plan national

La demande de *M. temminckii* aux États-Unis est motivée dans une certaine mesure par le commerce des animaux de compagnie, mais la consommation de viande joue un rôle plus marqué dans son exploitation (Pritchard, 2006). La consommation de viande de tortue alligator a atteint son apogée aux États-Unis dans les années 1960 et 1970, lorsqu'elle était vendue sous forme de soupe dans le commerce, ainsi que dans les restaurants. À cette époque, il a été rapporté que, dans une seule rivière, 3 à 4 tonnes de tortues alligators étaient prélevées chaque jour (Pritchard, 2006 ; USFWS, 2021b). Bien que les prélèvements commerciaux ne soient plus autorisés dans aucun des États de son aire de répartition aux États-Unis, son prélèvement est toujours autorisé au Mississippi et en Louisiane à des fins personnelles (tableau 1). La demande intérieure en viande et en animaux de compagnie demeure, et des prélèvements illégaux se produisent toujours dans toute l'aire de répartition pour y répondre (USFWS, 2021b ; DOJ, 2017).

C. serpentina fait également l'objet de prélèvements pour répondre à la demande intérieure en animaux de compagnie, mais elle est surtout recherchée pour sa viande (Roman et Bowen, 2000 ; Colteaux et Johnson, 2017). Les prélèvements à des fins personnelles sont autorisés et font l'objet de diverses réglementations dans la quasi-totalité de son aire de répartition aux États-Unis. Les prélèvements commerciaux sont également autorisés dans de nombreuses régions des États-Unis (Colteaux et Johnson, 2017, par exemple). Les prélèvements de *C. serpentina* sont aujourd'hui interdits au Canada dans toute son aire de répartition (donc dans les six provinces concernées : ECCC, 2020 ; Caceres, 2022). On ne dispose d'aucune preuve qu'un commerce organisé d'animaux de compagnie existe au Canada (Caceres, 2022), mais il se pourrait que *C. serpentina* fasse l'objet d'une demande intérieure croissante, en particulier dans les régions cosmopolites (COSEPAC, 2008 ; ECCC, 2020).

6.2 Commerce licite

Le commerce international de *M. temminckii* est réglementé par les dispositions de la CITES depuis le 14 juin 2006, date à laquelle l'espèce a été inscrite à l'Annexe III (USFWS, 2005). Les États-Unis sont responsables de la quasi-totalité des exportations (environ 99 %, voire plus) ; celles-ci concernent principalement des spécimens vivants (en majorité des individus immatures), exportés à des fins commerciales et couverts par le code de source « W » – « Spécimens prélevés dans la nature » (voir ci-dessous). Entre 2006 et 2020, le total des exportations de tortues alligators vivantes à des fins commerciales en provenance des États-Unis s'est élevé à 515 510 individus, dont 505 115 portant le code de source « W », selon les quantités déclarées par les exportateurs². Les quantités déclarées comme importées des États-Unis par les importateurs sont plus faibles pour la même période (un peu moins de 250 000 individus) ; cet écart pourrait s'expliquer par l'absence de rapports annuels de certains pays importateurs. Les exportations des États-Unis ont fait l'objet de déclarations complètes. Le nombre de transactions est resté relativement constant au fil du temps, se situant généralement entre 30 000 et 44 000 individus par an (figure 4 ; 34 367 individus/an en moyenne). Les trois principaux importateurs de *M. temminckii* sont la RAS de Hong Kong, la Chine et la RAS de Macao,

² Sauf indication contraire, les informations présentées dans cette section se basent sur les quantités déclarées par les exportateurs.

qui sont responsables à elles trois d'environ 97 % des importations de tortues vivantes à des fins commerciales (PNUE-WCMC, 2022).

Bien que la quasi-totalité des tortues alligators vivantes exportées des États-Unis soit déclarée comme des spécimens prélevés dans la nature, il pourrait s'agir en grande partie d'individus immatures nés en captivité. Ce commerce n'a pas été documenté et on ne sait pas s'il est conforme à la résolution Conf. 10.16 (Rev.) ; on ne sait pas non plus si le cheptel souche a été acquis légalement (USFWS, 2021a). Le prélèvement d'individus sauvages peut également contribuer au commerce international, ceux-ci étant exportés directement ou venant compléter un cheptel reproducteur par exemple. *M. temminckii* étant vulnérable à tout prélèvement dans la nature, l'inscription de cette espèce de tortue à l'Annexe II permettra de réglementer ce commerce et offrira les moyens d'évaluer le caractère durable de son utilisation (par exemple en tenant compte des caractéristiques démographiques des exportations et de l'origine du cheptel souche).

La chélydre serpentine (*C. serpentina*) a été inscrite à l'Annexe III de la CITES, avec prise d'effet le 21 novembre 2016 (USFWS, 2016). À l'instar de *M. temminckii*, le commerce de cette espèce se fait à des fins principalement commerciales, avec une prédominance de spécimens vivants (principalement des individus immatures). Contrairement à *M. temminckii* cependant, seule une petite fraction du commerce d'animaux vivants est couverte par le code de source « W » (<2 %), les animaux vivants commercialisés étant principalement couverts par le code de source « F » – « nés en captivité » (76 %) ou le code de source « C » – « reproduits en captivité » (22 %). Les individus portant le code de source « F » peuvent être d'origine sauvage (dans le cas d'œufs ou de femelles gravides prélevés dans la nature, par exemple). Les États-Unis sont le principal exportateur de *C. serpentina* (>99 % de toutes les exportations). Entre 2017 et 2020, le total des exportations commerciales de chélydres serpentes vivantes en provenance des États-Unis s'est élevé à 773 205 individus. Les quantités déclarées par les importateurs indiquent que les exportations commerciales de spécimens vivants des États-Unis s'élevaient à 901 858 individus au total (dont 260 000 « spécimens » importés en Chine en 2019). Ici aussi, les écarts pourraient s'expliquer par des différences dans les rapports annuels de certains pays importateurs. Le principal importateur de chélydres serpentes vivantes à des fins commerciales est la Chine (83,6 %). La Chine, la RAS de Hong Kong et la RAS de Macao sont responsables à elles trois de plus de 99 % de ces importations (PNUE-WCMC, 2022).

Les prélèvements de *C. serpentina* étant interdits dans toute son aire de répartition au Canada, les exportations en provenance de ce pays devraient être très faibles (comme le confirment les données ci-dessus) et se limiter à des fins scientifiques et de conservation. L'importation de tortues vivantes à des fins commerciales n'est pas autorisée par le Canada (Caceres, 2022).

6.3 Parties et produits commercialisés

Selon les quantités déclarées par les importateurs et les exportateurs, les tortues vivantes dominent le commerce international de *M. temminckii* (>99,9 %) et de *C. serpentina* (>99,9 % ; dont 260 000 « spécimens » déclarés par la Chine en 2019). Des rapports limités portant sur les autres articles commercialisés mentionnent des corps, des carapaces, des sculptures, des squelettes, des crânes et des trophées pour *M. temminckii* ; et des carapaces, des œufs, de la viande et des trophées pour *C. serpentina* (PNUE-WCMC, 2022). Le commerce des parties de tortues (comme les carapaces) peut être lié à leur utilisation en médecine traditionnelle en Chine (Chen *et al.*, 2009).

Le produit le plus commercialisé sur le marché intérieur est la viande de chélydre serpentine (Roman et Bowen, 2000 ; Colteaux et Johnson, 2017, par exemple) ; le cuir de *C. serpentina* peut également faire l'objet d'une certaine demande (<https://snappingturtleleathercompany.com/>).

6.4 Commerce illicite

On dispose de peu d'informations sur l'ampleur du commerce illégal de *M. temminckii*, mais sa présence est attestée. Entre 2006 et 2020, 3 726 individus vivants (ainsi qu'une carapace) ont été saisis (code de source « I » – « confisqué ou saisi ») selon les quantités déclarées par les exportateurs (PNUE-WCMC, 2022). L'existence d'un commerce intérieur illégal a également été signalée. En 2017, le ministère de la Justice des États-Unis (DOJ) a fait état de condamnations dans le cadre de deux affaires connexes portant sur le prélèvement illégal et le trafic (ou la tentative de trafic) de *M. temminckii*, du Texas à la Louisiane. Dans l'une de ces affaires, plus de 60 tortues ont été prélevées illégalement en une seule année (DOJ, 2017).

Les informations relatives au commerce illégal de *C. serpentina* sont plus limitées. Entre 2017 et 2020, les seules données relatives à des saisies/confiscations (code de source « I ») dans le commerce international semblent concerner deux tortues vivantes (exportées du Canada aux États-Unis) ainsi qu'un trophée en 2017, et 50 grammes de viande en 2018 (PNUE-WCMC, 2022). Le prélèvement de chélydres serpentina étant autorisé dans de nombreux États, il est difficile d'évaluer avec précision l'ampleur du commerce intérieur illégal.

Au Canada, où les prélèvements de *C. serpentina* sont maintenant interdits sur toute l'aire de répartition de l'espèce, quelques cas de prélèvements et de commerce illégaux ont été signalés. Sur les dernières décennies, plusieurs personnes ont été mises en examen par le ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario, pour la possession et la vente de dizaines de chélydres serpentina ; des cas de prélèvements illégaux de *C. serpentina* à des fins personnelles ont également été documentés au Québec (Caceres, 2022).

6.5 Effets réels ou potentiels du commerce

Bien que les réglementations nationales (voir ci-dessous) aient fait baisser le nombre de prélèvements de *M. temminckii* depuis les niveaux records des années 1960-1970, ces anciennes pratiques ont eu un impact durable sur les populations. Son cycle biologique étant lent (maturité tardive, longue durée d'une génération, faible capacité reproductrice), cette espèce ne s'est pas encore remise des prélèvements passés et elle est très sensible à tout prélèvement actuel ou futur dans la nature (USFWS, 2021a). Un taux élevé de survie des adultes, et notamment des femelles, est nécessaire au maintien de populations stables ; tout taux de survie inférieur à 98 % par an chez les femelles adultes entraîne ainsi un déclin des populations (Reed *et al.*, 2002). Si l'utilisation actuelle de *M. temminckii* au niveau national n'a pas été bien quantifiée, les réglementations en vigueur aux États-Unis et le nombre important de spécimens commercialisés au niveau international suggèrent que l'utilisation de cette espèce est bien plus importante au niveau international qu'au niveau national. Bien que le commerce international de ce taxon puisse concerner en grande partie des individus immatures nés en captivité (USFWS, 2021a), on ne sait toujours pas très bien quel impact ce commerce pourrait avoir sur les populations sauvages lorsqu'il s'agit, par exemple, d'acquérir un cheptel reproducteur d'origine sauvage, de prélever des œufs dans la nature, ou de compléter des exportations avec des individus prélevés dans la nature. L'inscription de *M. temminckii* à l'Annexe III n'a pas offert le niveau de surveillance nécessaire pour garantir que les spécimens faisant l'objet d'un commerce international soient acquis légalement, d'une manière durable qui ne soit pas préjudiciable à la survie de l'espèce.

C. serpentina est en forte demande au niveau international, probablement plus qu'au niveau national (Colteaux et Johnson, 2017). Des données récentes (2017-2020) indiquent que le commerce international de cette espèce est dominé par les individus nés ou élevés en captivité (PNUE-WCMC, 2022). Il est possible que les exportations de spécimens de *C. serpentina* prélevés dans la nature aient été plus importantes par le passé (Colteaux et Johnson, 2017), mais il se pourrait également que les individus « nés en captivité » soient d'origine sauvage. Il a été suggéré que la forte demande internationale dont cette espèce fait l'objet ne peut être satisfaite par le seul élevage de tortues ; bien que les prélèvements commerciaux de *C. serpentina* dans la nature soient légaux dans de nombreuses régions, il est à craindre que les pratiques de prélèvement aient un impact sur la viabilité de l'espèce sur le long terme (Colteaux et Johnson, 2017). Au Canada, les prélèvements illégaux sont une menace dont le niveau de préoccupation est considéré comme « moyen » pour *C. serpentina*. Selon l'ECCC (2020), l'Équipe de rétablissement multi-espèces de tortues en péril de l'Ontario a estimé que le niveau de prélèvement maximal durable était inférieur à 1 % de la population de *C. serpentina* chaque année. Étant donné le nombre élevé de spécimens de cette espèce dans le commerce et compte tenu des similarités morphologiques qui existent entre les individus immatures de cette espèce et ceux de *M. temminckii*, le commerce de *C. serpentina* pourrait permettre aux trafiquants de faire passer *M. temminckii*, espèce plus menacée, pour *C. serpentina*.

7. Instruments juridiques

7.1 Au plan national

Il n'existe actuellement aux États-Unis aucune réglementation fédérale spécifique à *M. temminckii* ou à *C. serpentina* ; cependant, pour des raisons sanitaires, l'agence américaine des produits alimentaires et médicamenteux (FDA) interdit la vente, la détention pour la vente, ainsi que l'offre à toute autre fin de distribution commerciale ou publique des tortues dont la longueur de la carapace est inférieure à 4 pouces, sauf si ces tortues vivantes sont destinées à être exportées (et à condition que la mention « For Export Only » soit apposée de manière visible sur l'extérieur de l'emballage) (21 CFR 1240.62).

L'USFWS reconnaît actuellement deux espèces de tortues alligators : *M. suwanniensis* et *M. temminckii* (USFWS, 2020, 2021a). En avril et novembre 2021, l'USFWS a proposé d'inscrire les deux espèces, considérées ici collectivement comme *M. temminckii*, sur la Liste des espèces menacées, établie au titre de la loi américaine de 1973 sur les espèces menacées d'extinction, l'Endangered Species Act (ESA), avec une règle émise en vertu de sa section 4(d) (USFWS, 2021b,c). Les règles proposées n'ont pas été finalisées et, par conséquent, *M. temminckii* n'est pas encore protégée par l'ESA. Si les règles venaient à être finalisées, cette espèce serait inscrite à la Liste américaine des espèces sauvages menacées et en danger d'extinction et bénéficierait de la protection de l'ESA. Certaines interdictions feraient l'objet de dérogations, notamment pour le commerce des spécimens « élevés en captivité » (USFWS, 2021b).

Les États de l'aire de répartition de *M. temminckii* aux États-Unis interdisent tous les prélèvements commerciaux de cette espèce (tableau 1). Les prélèvements à des fins personnelles sont interdits dans tous les États sauf deux : la Louisiane et le Mississippi. Ces deux États ont mis en place des réglementations pour le prélèvement des tortues alligators à des fins personnelles, mais la déclaration et le marquage des spécimens ne sont pas obligatoires (USFWS, 2021a ; tableau 1 ; L. Pearson, biologiste, Services écologiques de l'USFWS, comm. pers.).

C. serpentina n'est pas protégée par l'ESA, et son inscription à la Liste des espèces menacées ou en danger interdictions n'a pas été proposée récemment. Son prélèvement dans la nature à des fins commerciales est autorisé dans près de la moitié des États où elle est présente, et le prélèvement est également autorisé à des fins personnelles dans la quasi-totalité des États de son aire de répartition aux États-Unis (voir, par exemple, van Dijk, 2012 ; Colteaux et Johnson, 2017). La CITES peut venir compléter les réglementations et les efforts de gestion de ces États afin de garantir que le commerce de ces deux espèces est légal et que leur utilisation est durable au niveau national.

Au Canada, *C. serpentina* est considérée comme une « espèce préoccupante » selon l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). Ce statut n'est associé à aucune interdiction et ne confère donc aucune protection. Son prélèvement est toutefois interdit dans toutes les provinces où elle est présente (Caceres, 2022).

7.2 Au plan international

M. temminckii et *C. serpentina* sont toutes deux inscrites à l'Annexe III de la CITES (États-Unis d'Amérique).

8. Gestion de l'espèce

8.1 Mesures de gestion

Les mesures de gestion en lien avec le prélèvement de *M. temminckii* et de *C. serpentina* à des fins commerciales ou récréatives sont décrites ailleurs dans ce document (voir les points 7. Instruments juridiques, et 8.3 Mesures de contrôle). De nombreux États ont également mis en place des programmes de réintroduction de *M. temminckii* (voir le point 8.4 Élevage en captivité et reproduction artificielle). Un plan de gestion a été mis en place pour *C. serpentina* au Canada, ses objectifs étant de maintenir voire d'augmenter l'indice de l'aire d'occupation ainsi que l'abondance des chélydres serpentes, et d'endiguer les menaces qui pèsent sur cette espèce, en particulier sur les adultes. Le plan décrit dans les détails plusieurs stratégies générales (réduction de la mortalité, des blessures et des prélèvements, ou encore conservation de la population et de l'habitat) ainsi que les mesures de conservation à mettre en œuvre (par exemple, préservation des habitats convenables ou surveillance des populations ; ECCC, 2020).

8.2 Surveillance continue de la population

Des organismes de plusieurs États mènent des études sur *M. temminckii* afin de mieux comprendre l'état de l'espèce. D'autres organisations ainsi que des universités ont également entrepris, ou prévoient d'entreprendre, certains projets de recherche et de surveillance des populations (USFWS, 2021b). Les inventaires et les programmes de suivi des populations sont mentionnés comme stratégies générales dans le plan de gestion mis en place pour *C. serpentina* au Canada (ECCC, 2020).

8.3 Mesures de contrôle

8.3.1 Au plan international

Hormis leur inscription à l'Annexe III de la CITES, ces deux espèces ne font l'objet d'aucune mesure de contrôle sur le plan international.

8.3.2 Au plan national

Le prélèvement commercial de *M. temminckii* est interdit dans toute son aire de répartition, et le prélèvement à des fins personnelles est limité au Mississippi et à la Louisiane. Le Mississippi limite le prélèvement à des fins personnelles à un individu/an ; tout prélèvement est interdit du 1^{er} avril au 30 juin. Il est nécessaire de détenir un permis et la longueur de la carapace ne doit pas être inférieure à 24 pouces. La taille étant limitée, il est possible que cela contribue à éviter le prélèvement des femelles adultes (USFWS, 2021a). En Louisiane, un permis est également nécessaire pour avoir le droit d'effectuer des prélèvements à des fins personnelles. La limite imposée est d'une tortue alligator par jour/personne/véhicule. La Louisiane n'impose pas de limite quant à la taille minimale à respecter pour le prélèvement des tortues alligators. Le Mississippi et la Louisiane ne recueillent pas de données sur les prélèvements légaux de tortues, et il est donc difficile d'évaluer l'efficacité des mesures de contrôle de ces États (USFWS, 2021a ; L. Pearson, biologiste, Services écologiques de l'USFWS, comm. pers.). En outre, l'existence de prélèvements illégaux est avérée (voir ci-dessus), mais on n'en connaît pas l'ampleur. D'après les estimations actuelles, la prévalence des prélèvements illégaux de *M. temminckii* semble être à son maximum dans les régions où ont également lieu des prélèvements légaux (USFWS, 2021a), ce qui laisse à penser que les mesures de contrôle nationales pourraient ne pas assurer de manière adéquate le caractère durable des prélèvements de cette espèce.

Le prélèvement de *C. serpentina* est interdit dans les six provinces du Canada où elle est présente (Caceres, 2022), mais il est légal et réglementé (que ce soit à des fins commerciales, à des fins personnelles, ou des deux) dans une grande partie de l'aire de répartition de l'espèce aux États-Unis (par exemple, van Dijk, 2012 ; Colteaux et Johnson, 2017). Les détails des réglementations (nombre d'individus pouvant être prélevés, limites de taille, saisons autorisées, exigences en matière de permis) varient selon les États (par exemple, van Dijk, 2012 ; Colteaux et Johnson, 2017). Des travaux de recherche récents laissent à penser que le fait de spécifier une taille minimale pour le prélèvement des tortues limite la quantité totale de *C. serpentina* prélevée, en particulier les années où la pression sur l'espèce se fait forte. Cependant, il est également à craindre que les limites imposées sur la taille minimale pouvant être prélevée puissent avoir des conséquences démographiques sur le long terme, éliminant de fait les adultes reproducteurs de grande taille des populations, ce qui peut au final réduire la viabilité de la population (Colteaux et Johnson, 2017).

8.4 Élevage en captivité et reproduction artificielle

8.4.1 Programmes de réintroduction

Des individus de *M. temminckii* confisqués ont récemment été rapatriés au Texas (Texas Comptroller, 2022). Des programmes d'élevage en captivité et de prise en charge des nouveau-nés (*head-starting* ; élevage des nouveau-nés en captivité avant de les relâcher dans la nature à un âge où ils seront moins vulnérables) ont également été lancés aux États-Unis en vue de faciliter la conservation de *M. temminckii* grâce à des opérations de réintroduction. Dans l'Oklahoma, l'écloserie nationale de Tishomingo a mis en place un programme dédié à *M. temminckii* en 1999, et les tortues de cet établissement ont été relâchées dans le cadre de multiples efforts de réintroduction, dont le succès a été variable (USFWS, 2021a). Dreslik *et al.* (2017) se sont appuyés sur les informations relatives aux réintroductions dans trois États pour analyser la viabilité des populations et évaluer l'efficacité de ces programmes. La probabilité que les opérations de réintroduction se traduisent par l'établissement de populations durables a été jugée faible et les tentatives futures bénéficieraient grandement d'efforts de conservation supplémentaires (visant à réduire la mortalité, par exemple). De même, une étude récente (2016-2018) portant sur les tortues alligators de l'Ouest du Tennessee n'a pu observer *M. temminckii* que sur un seul des 11 sites étudiés, où des tortues provenant d'élevages de Louisiane avaient été réintroduites 10-15 ans plus tôt (Garig *et al.*, 2021). Ces résultats soulignent à quel point il est important de minimiser les menaces qui sous-tendent le déclin des

populations de *M. temminckii* (comme les prélèvements légaux et illégaux) afin de garantir le succès des efforts de conservation (USFWS, 2021a).

8.4.2 Échanges commerciaux

M. temminckii et *C. serpentina* sont également élevées en captivité en vue d'être commercialisées. Entre 2017 et 2020, la plupart des exportations de *C. serpentina* en provenance des États-Unis (76 %) concernaient des spécimens « nés en captivité » ; les autres exportations (22 %) concernaient des spécimens « reproduits en captivité », conformément à la résolution Conf. 10.16 (Rev.). Une petite partie de ces exportations (<2 %) concernait des « spécimens prélevés dans la nature » (PNUE-WCMC, 2022), mais les individus nés en captivité (soit la majorité des exportations) peuvent comprendre des spécimens d'origine sauvage. Des travaux de recherche récents ont examiné les données relatives au commerce de *C. serpentina* avant son inscription à l'Annexe III ; leurs conclusions suggèrent que le nombre d'exportations annuelles de chélydres serpentina prélevées dans la nature était élevé (dépassant les 200 000 individus en 2012 et 2014, par exemple ; Colteaux et Johnson, 2017). Les spécimens d'élevage répondent probablement à une partie de la demande internationale qui, autrement, se tournerait vers les spécimens prélevés dans la nature. Il est cependant à craindre que *C. serpentina* fasse l'objet d'une telle demande que les fermes d'élevage se voient obligées de compléter leurs exportations en prélevant des individus dans les populations sauvages (Colteaux et Johnson, 2017). Cela pose problème tant pour *C. serpentina* que pour *M. temminckii*, ces deux espèces présentant une morphologie similaire. L'inscription de *M. temminckii* à l'Annexe II permettra aux autorités nationales CITES de garantir que les spécimens faisant l'objet d'un commerce international sont acquis légalement, d'une manière durable qui ne soit pas préjudiciable à la survie de l'espèce.

On note que *M. temminckii* fait l'objet de programmes de reproduction et d'élevage en captivité afin de pouvoir répondre à la demande nationale et internationale (USFWS, 2021b). Il est possible que la plupart des exportations récentes de *M. temminckii* (2006-2020) aient concerné des spécimens nés en captivité dans de tels établissements (USFWS, 2021a), atténuant ainsi en partie la pression exercée sur les populations sauvages (USFWS, 2021b). Comme indiqué ci-dessus, on ignore toutefois si ces établissements répondent aux exigences de la résolution Conf. 10.16 (Rev.), c'est-à-dire si leurs populations sont autosuffisantes et élevées dans un « milieu contrôlé » ; on ne sait pas non plus si le cheptel souche a fait l'objet d'une acquisition légale (USFWS, 2021a). Cette industrie peut exercer une certaine pression sur les populations sauvages, des individus adultes étant par exemple prélevés pour constituer un cheptel reproducteur ou des œufs étant retirés des nids pour élever les nouveau-nés en captivité. L'inscription de l'espèce à l'Annexe II permettra de surveiller ce commerce et de mieux évaluer son caractère non préjudiciable par les autorités nationales CITES.

Les deux espèces seraient également élevées en captivité en Chine (Haitao *et al.*, 2008).

8.5 Conservation de l'habitat

Aux États-Unis, l'aire de répartition de *M. temminckii* couvre plusieurs régions qui bénéficient d'une certaine protection au niveau national, y compris plusieurs forêts nationales, des refuges fauniques nationaux et des zones gérées par le Service des parcs nationaux (USFWS, 2021b). Cette espèce est également présente dans d'autres aires protégées, privées comme publiques. Si cette espèce est présente dans des aires protégées, la fragmentation et l'altération de son habitat ont toutefois été identifiées comme des menaces dans toute son aire de répartition (voir le point 4.1 Tendances de l'habitat).

C. serpentina est présente dans un certain nombre d'aires protégées privées et publiques aux États-Unis (van Dijk, 2012), ainsi que dans certaines aires protégées au Canada (COSEPAC, 2008). La conservation de l'habitat fait partie des stratégies générales définies dans le plan de gestion mis en place pour *C. serpentina* au Canada (ECCC, 2020).

8.6 Mesures de sauvegarde

Le volume du commerce international de *M. temminckii* s'est avéré relativement constant entre 2006, date de son inscription à l'Annexe III de la CITES, et 2020 (figure 4). Bien que les chiffres du commerce de *C. serpentina* semblent présenter plus de variation certaines années (2017-2020) (figure 5),

l'espèce fait généralement l'objet d'un plus grand nombre d'échanges commerciaux que *M. temminckii*. Les deux espèces font l'objet d'un commerce de grande ampleur, et leur passage d'une Annexe CITES à l'autre ne devrait pas entraîner une augmentation du commerce, mais plutôt permettre une meilleure surveillance du commerce existant. Il est possible que l'introduction de réglementations supplémentaires sur les chélydrides d'Amérique du Nord ait un impact sur le commerce international des chélydrides d'Amérique centrale et du Sud (voir ci-dessous) ; ce point est à surveiller.

9. Informations sur les espèces semblables

M. temminckii et *C. serpentina* sont les seules espèces nord-américaines de la famille des Chelydridae. Les caractéristiques morphologiques spécifiques à cette famille (voir ci-dessus) font qu'il est peu probable qu'elles soient confondues avec d'autres espèces de tortues nord-américaines commercialisées dans le cadre du commerce d'animaux vivants ; les animaux vivants comptent pour >99 % du commerce international de ces deux espèces (PNUE-WCMC, 2022).

La famille des Chelydridae compte cependant deux espèces supplémentaires pour le genre *Chelydra* en dehors de l'Amérique du Nord : *C. acutirostris* et *C. rossignonii*. L'espèce *C. acutirostris* est présente dans le Sud de l'Amérique centrale et le Nord-Ouest de l'Amérique du Sud. L'espèce *C. rossignonii* est présente dans l'Est de l'Amérique centrale (Fritz et Havaš, 2007). Les deux taxons étaient autrefois considérés comme des sous-espèces de l'espèce monotypique *C. serpentina*, mais ils ont été élevés au rang d'espèces sur la base des variations génétiques observées (Phillips *et al.*, 1996). Les différences morphologiques qui existent au sein du genre *Chelydra* sont subtiles (Phillips *et al.*, 1996), et il est peu probable que des non-spécialistes soient en mesure de distinguer ces espèces l'une de l'autre sur la base d'une simple observation visuelle, en particulier lorsqu'il s'agit d'individus immatures. Ces deux espèces sont toutefois séparées des espèces nord-américaines de chélydrides sur le plan géographique et il est peu probable qu'elles soient présentes dans des exportations en provenance des États-Unis.

10. Consultations

Aux États-Unis, un processus ouvert et transparent nous permet de consulter le grand public et de faire participer, notamment, les États, les tribus, l'industrie, les organisations non gouvernementales et les autres parties prenantes intéressées à toute question relative à la CITES traitée lors d'une Conférence des Parties, comme indiqué dans la partie 23 du titre 50 du Code des réglementations fédérales des États-Unis (<https://www.ecfr.gov/current/title-50/chapter-I/subchapter-B/part-23#23.87>). Nous sommes l'un des rares pays au monde à disposer d'un processus aussi long et rigoureux. Pour lire les commentaires en lien avec les propositions d'amendement des Annexes de la CITES, veuillez visiter la page suivante : <https://www.regulations.gov/docket/FWS-HQ-IA-2021-0008>.

Une lettre de consultation a été adressée au Canada pour lui demander des informations sur la biologie, la gestion et l'état de *C. serpentina*, ainsi que son avis sur l'inscription proposée de ce taxon à l'Annexe II. Une réponse a été reçue de la part de Carolina Caceres (directrice, Politique de la biodiversité internationale, Service canadien de la faune ; 27 mai 2022), qui a apporté des renseignements sur la biologie, la gestion et l'état de *C. serpentina* au Canada.

11. Remarques supplémentaires

Le Groupe de spécialistes des tortues d'eau douce et des tortues terrestres de l'UICN/CSE appuie l'inscription de *M. temminckii* et de *C. serpentina* à l'Annexe II de la CITES (<https://www.regulations.gov/comment/FWS-HQ-IA-2021-0008-0093>).

Cette proposition a également été examinée par le Dr Kurt Buhlmann, biologiste spécialiste des tortues à l'Université de Géorgie, Laboratoire d'écologie de la rivière Savannah (Aiken, Caroline du Sud). Celui-ci convient qu'il est nécessaire de réglementer le commerce de ces espèces et apporte son soutien à l'inscription de *Macrochelys* et *Chelydra* à l'Annexe II de la CITES.

12. Références

Apodaca, JJ, Krohn, AR, Collins, L, Godwin, JC, Pearson, L & Walde, AD. 2022. Reevaluating population structure, conservation units, and taxonomy in extant alligator snapping turtles (genus *Macrochelys*) using next-generation sequencing. *Southeastern Naturalist* (in review/print).

- Chen, T-H, Chang, H-C & Lue, K-Y. 2009. Unregulated trade in turtle shells for Chinese traditional medicine in East and Southeast Asia: the case of Taiwan. *Chelonian Conservation and Biology* 8:11-18.
- CITES (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora). 2016. Consideration of proposals for amendment of Appendices I and II. CoP17 Prop. 36. 18 pp. Available online at: <https://cites.org/sites/default/files/eng/cop/17/prop/060216/E-CoP17-Prop-36.pdf>
- Colteaux, BC & Johnson, DM. 2017. Commercial harvest and export of snapping turtles (*Chelydra serpentina*) in the United States: trends and the efficacy of size limits at reducing harvest. *Journal for Nature Conservation* 35:13-19.
- COSEWIC (Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada). 2008. COSEWIC assessment and status report on the Snapping Turtle *Chelydra serpentina* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. vii + 47 pp. (www.sararegistry.gc.ca/status/status_e.cfm).
- DOJ (Department of Justice), U.S. Attorney's Office, Eastern District of Texas. 2017. Two brothers sentenced to 21 months and 16 months in prison for illegally trafficking threatened alligator snapping turtles. Press Release. December 15, 2017. Available online at: <https://www.justice.gov/usao-edtx/pr/two-brothers-sentenced-21-months-and-16-months-prison-illegally-trafficking-threatened#:~:text=WASHINGTON%20E2%80%93%20Travis%20Leger%20of%20Sulphur,the%20Lacey%20Act%20by%20illegally>
- Dreslik, MJ, Carr, JL, Ligon, DB, & Kessler, EJ. 2017. Recovery of the alligator snapping turtle (*Macrochelys temminckii*) in the Mississippi River Valley drainages of southern Illinois, Oklahoma, and Louisiana. Illinois Department of Natural Resources.
- East, MB, Riedle, JD & Ligon, DB. 2013. Temporal changes in an Alligator Snapping Turtle (*Macrochelys temminckii*) population. *Wildlife Research* 40:77-81.
- Environment and Climate Change Canada. 2020. Management Plan for the Snapping Turtle (*Chelydra serpentina*) in Canada. Species at Risk Act Management Plan Series. Environment and Climate Change Canada, Ottawa, iv + 40 p.
- Ernst, CH & Lovich, JE. 2009. Turtles of the United States and Canada, Second Edition. Baltimore, MD: The John Hopkins University Press, 827 pp.
- Florida Fish and Wildlife Conservation Commission. 2021. Florida's Endangered and Threatened Species. Updated June 2021. Available online at: <https://myfwc.com/media/1945/threatened-endangered-species.pdf>
- Folt, B & Guyer, C. 2015. Evaluating recent taxonomic changes for alligator snapping turtles (Testudines: Chelydridae). *Zootaxa* 3947:447-450.
- Folt, B, Jensen, JB, Teare, A & Rostal, D. 2016. Establishing reference demography for conservation: a case study of *Macrochelys temminckii* in Spring Creek, Georgia. *Herpetological Monographs* 30:21-33.
- Fritz, U & Havaš, P. 2007. Checklist of Chelonians of the World. *Vertebrate Zoology* 57(2):149-368. Dresden. ISSN 1864-5755.
- Garig, DF, Ennen, JR & Davenport, JM. 2020. The effects of common snapping turtles on a freshwater food web. *Copeia* 108:132-139.
- Garig, D, Ennen, JR, Hyder, SJ, Simmonds, T, Feltmann, AJ, Colvin, R, Dennison, J, Pearson, L, Kreiser, BR, Sweat, SC & Davenport, JM. 2021. Status of the alligator snapping turtle, *Macrochelys temminckii*, in West Tennessee. *Chelonian Conservation and Biology* 20:35-42.
- Haitao, S, Parham, JF, Zhiyong, F, Meiling, H & Feng, Y. 2008. Evidence for the massive scale of turtle farming in China. *Oryx* 42:147-150.
- Harrel, JB, Allen, CM & Hebert, SJ. 1996. Movement and habitat use of subadult alligator snapping turtles (*Macrochelys temminckii*) in Louisiana. *The American Midland Naturalist Journal* 135:60-67.
- Howey, CAF & Dinkelacker, SA. 2009. Habitat selection of the alligator snapping turtle (*Macrochelys temminckii*) in Arkansas. *Journal of Herpetology* 43:589-596.
- Howey, CAF & Dinkelacker, SA. 2013. Characteristics of a historically harvested alligator snapping turtle (*Macrochelys temminckii*) population. *Copeia* 2013:58-63.

- Koo, KS, Park, S-M, Choi, JH & Sung, H-C. 2021. New report of an alligator snapping turtle (*Macrochelys temminckii* Troost, 1835) introduced into the wild in the Republic of Korea. *BiolInvasions Records* 10:220-226. <https://doi.org/10.3391/bir.2021.10.1.23>
- Lovich JE, Ennen, JR, Agha, M & Gibbons, JW. 2018. Where have all the turtles gone, and why does it matter? *BioScience* 68:771-781. <https://doi.org/10.1093/biosci/biy095>
- Lescher, TC, Tang-Martínez, Z & Briggler, JT. 2013. Habitat Use by the alligator snapping turtle (*Macrochelys temminckii*) and Eastern snapping turtle (*Chelydra serpentina*) in Southeastern Missouri. *American Midland Naturalist* 169:86-96. <http://www.jstor.org/stable/23525594>
- Midwood, JD, Cairns, NA, Stoot, LJ, Cooke, SJ & Blouin-Demers, G. 2015. Bycatch mortality can cause extirpation in four freshwater turtle species. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 25:71-80. <https://doi.org/10.1002/aqc.2475>
- NatureServe Global Conservation Status Factors (*Chelydra serpentina*). 2013. NatureServe Network Biodiversity Location Data accessed through NatureServe Explorer [web application]. NatureServe, Arlington, Virginia. Available <https://explorer.natureserve.org/>. (Accessed: June 02, 2022).
- Phillips, CA, Dimmick, WW & Carr, JL. 1996. Conservation genetics of the common snapping turtle (*Chelydra serpentina*). *Conservation Biology* 10:397-405. <http://www.jstor.org/stable/2386856>
- Piczak, ML, Markle, CE & Chow-Fraser, P. 2019. Decades of road mortality cause severe decline in a common snapping turtle (*Chelydra serpentina*) population from an urbanized wetland. *Chelonian Conservation and Biology* 18:231-240.
- Pritchard, PCH. 2006. The alligator snapping turtle: biology and conservation. Milwaukee Public Museum, Milwaukee, WI, USA. Reprint edition by Krieger Publishing Co., Malabar, Florida.
- Reed, RN, Congdon, J & Gibbons, JW. 2002. The alligator snapping turtle [*Macrochelys (Macrochelys) temminckii*]: a review of ecology, life history, and conservation, with demographic analyses of the sustainability of take from wild populations. Report, Division of Scientific Authority, United States Fish and Wildlife Service, Aiken, South Carolina. 17pp.
- Riedle, JD, Shipman, PA, Fox, SF & Leslie, Jr, DM. 2006. Microhabitat use, home range, and movements of the alligator snapping turtle, *Macrochelys temminckii*, in Oklahoma. *The Southwestern Naturalist* 51:35-40.
- Roman, J & Bowen, BW. 2000. The mock turtle syndrome: genetic identification of turtle meat purchased in the south-eastern United States of America. *Animal Conservation* 3:61-65. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2000.tb00087.x>
- Stanford, CB, Iverson, JB, Rhodin, AGJ., van Dijk, PP, Mittermeier, RA, Kuchling, G, Berry KH, Bertolero, A, Bjorndal, KA, Blanck, TEG, Buhlmann, KA, Burke, RL, Congdon, JD, Diagne, T, Edwards, T, Eisemberg, CC, Ennen, JR, Forero-Medina, G, Frankel, M, Fritz, U, Gallego-García, N, Georges, A, Gibbons, JW, Gong, S., Goode, EV, Shi, HT, Hoang, H, Hofmeyr, MD, Horne, BD, Hudson, R, Juvik, JO, Kiester, RA, Koval, P, Le, M, Lindeman, PV, Lovich, JE, Luiselli, L, McCormack, TEM, Meyer GA, Páez, VP, Platt, K, Platt, SG, Pritchard, PCH, Quinn, HR, Roosenburg, WM, Seminoff, JA, Shaffer, HB, Spencer, R, Van Dyke, JU, Vogt, RC, Walde, AD. Turtles and tortoises are in trouble. 2020. *Current Biology* 30:R721-R735. doi: 10.1016/j.cub.2020.04.088. PMID: 32574638.
- Steen DA, Hopkins BC, Van Dyke JU & Hopkins WA. 2014. Prevalence of ingested fish hooks in freshwater turtles from five rivers in the Southeastern United States. *PLoS ONE* 9:e91368. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0091368>
- Texas Comptroller. 2022. Alligator snapping turtle repatriation and movement (*Macrochelys temminckii*). Accessed online June 11, 2022: <https://comptroller.texas.gov/programs/natural-resources/research/ongoing-studies/ast-repatriation/>
- Thomas, TM, Granatosky, MC, Bourque, JR, Krysko, KL, Moler, PE, Gamble, T, Suarez, E, Leone, E, Enge, KM & Roman, J. 2014. Taxonomic assessment of alligator snapping turtles (Chelydridae: *Macrochelys*), with the description of two new species from the southeastern United States. *Zootaxa* 3786:141-165.
- Tomillo, PS, Saba, VS, Pidra, R, Paladino, RV & Spotila, JR. 2008. Effects of illegal harvest of eggs on the population decline of leatherback turtles in Las Baulas Marine National Park, Costa Rica. *Conservation Biology* 22:1216-1224.
- Tucker, AD & Sloan, KN. 1997. Growth and reproductive estimates from alligator snapping turtles, *Macrochelys temminckii*, taken by commercial harvest in Louisiana. *Chelonian Conservation and Biology* 2:587-592.

- TTWG (Turtle Taxonomy Working Group: Rhodin, A.G.J., Iverson, J.B., Bour, R., Fritz, U., Georges, A., Shaffer, H.B., and van Dijk, P.P.) 2021. Turtles of the World: Annotated Checklist and Atlas of Taxonomy, Synonymy, Distribution, and Conservation Status (9th Ed.). In: Rhodin, A.G.J., Iverson, J.B., van Dijk, P.P., Stanford, C.B., Goode, E.V, Buhlmann, K.A., and Mittermeier, R.A. (Eds.). Conservation Biology of Freshwater Turtles and Tortoises: A Compilation Project of the IUCN/SSC Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group. Chelonian Research Monographs 8:1-472. doi:10.3854/crm.8.checklist.atlas.v9.2021.
- UNEP-WCMC. 2022. CITES Trade Database. Available at: <https://trade.cites.org/>. (Accessed: 5 May 2022). And supplemented with United States export data: 2019-2020.
- USFWS (U.S. Fish and Wildlife Service). 2005. Inclusion of Alligator Snapping Turtle (*Macrolemys* [=*Macrochelys*] *temminckii*) and All Species of Map Turtle (*Graptemys* spp.) in Appendix III to the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. 70 FR 74700:74700-74712.
- USFWS (U.S. Fish and Wildlife Service). 2016. Inclusion of Four Native U.S. Freshwater Turtle Species in Appendix III of the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES). 81 FR 32664:32664-32678.
- USFWS (U.S. Fish and Wildlife Service). 2020. Species status assessment report for the Suwannee alligator snapping turtle (*Macrochelys suwanniensis*), Version 1.1. July 2020. Atlanta, GA.
- USFWS (U.S. Fish and Wildlife Service). 2021a. Species status assessment report for the alligator snapping turtle (*Macrochelys temminckii*), Version 1.2. March 2021. Atlanta, GA.
- USFWS (U.S. Fish and Wildlife Service). 2021b. Endangered and Threatened Wildlife and Plants; Threatened Species Status With Section 4(d) Rule for Alligator Snapping Turtle. 86 FR 62434:62434-62463.
- USFWS (U.S. Fish and Wildlife Service). 2021c. Endangered and Threatened Wildlife and Plants; 12-Month Petition Finding and Threatened Species Status With Section 4(d) Rule for Suwannee Alligator Snapping Turtle. 86 FR 18014:18014-18034.
- van Dijk, P.P. 2012. *Chelydra serpentina* (errata version published in 2016). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2012:e.T163424A97408395.
<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T163424A18547887.en>.

Figures

Figure 1. Distribution maps for A) *Macrochelys temminckii*; B) *Macrochelys suwanniensis* (considered collectively here as *M. temminckii*, following Fritz and Havaš (2007)); and C) *Chelydra serpentina* (maps from TTWG 2021: pages 103-105).

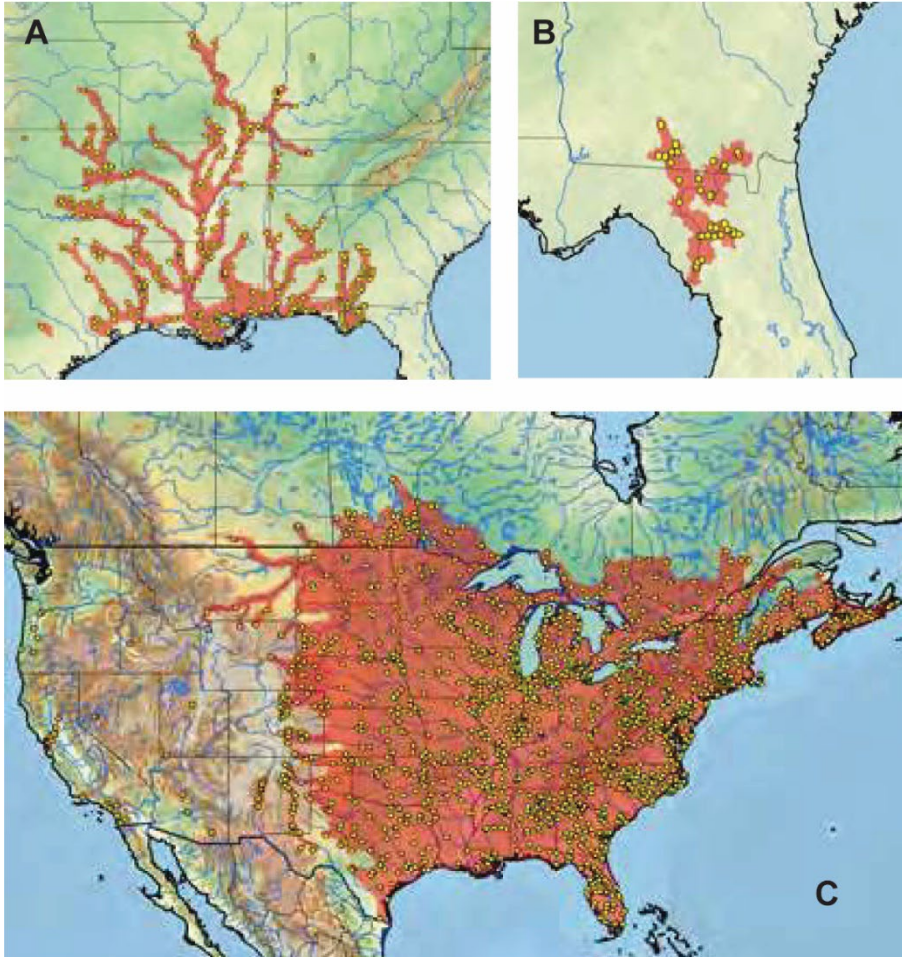


Figure 2. Exports of turtle species by specimen numbers. This graph demonstrates the “boom-and-bust” pattern in turtle trade. As Asian turtle species (*Cuora amboinensis*, *Heosemys spp.*, *Siebenrockiella crassicollis*, *Lissemys punctata*) are depleted or regulated in trade, the trade shifts to other turtle sources/species, such as in the United States, and including *Chelydra*. (Credit: IUCN Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group; CITES CoP15; from CITES 2016: page 17)

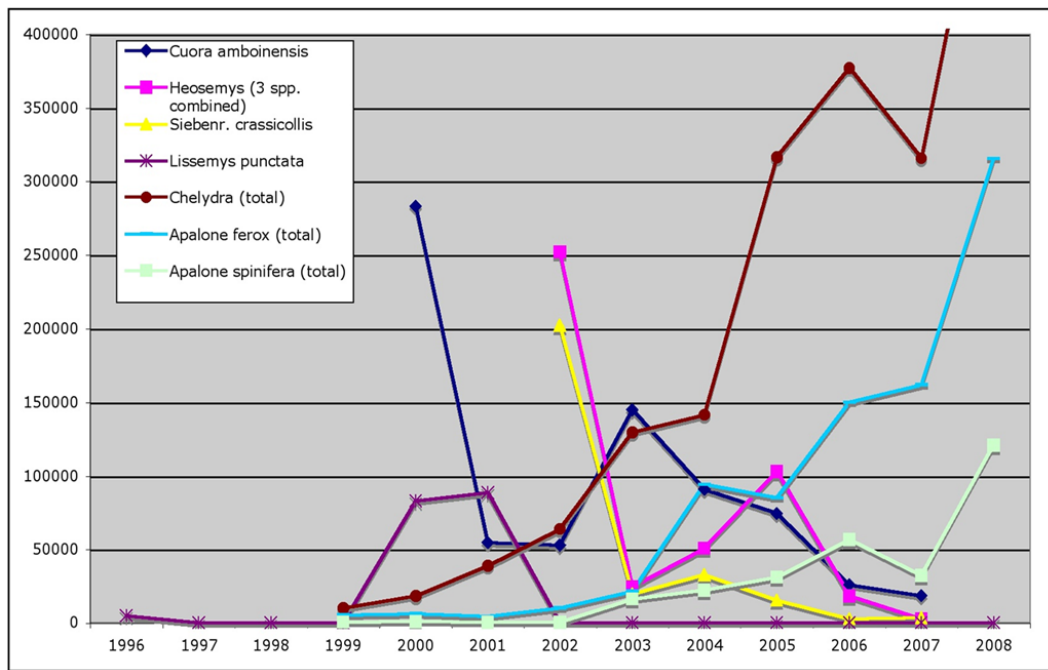


Figure 3. Comparison of reproductive output of a common snapping turtle (*Chelydra serpentina*) to managed North American game species: black bear, moose, and white-tailed deer. A single clutch of *C. serpentina* eggs is obtained only after 17 years, when an individual female reaches adulthood. Age at first reproduction occurs much earlier in black bears (6 years), moose (3 years), and white-tailed deer (2 years), making the reproductive potential of these three species much higher after 17 years (25, 681, and 912 individuals, respectively) (Credit: Ron Brooks Co-Chair of OMSTARRT (Ontario Multi-Species of Turtles At Risk Recovery Team; CITES 2016: page 18). Note: *C. serpentina* has, on average, higher reproductive output compared to *M. temminckii* (Reed et al. 2002), suggesting alligator snapping turtles would have even lower comparative reproductive potential.

General comparison of reproductive potential among big-game species in Ontario

Year	Snapping Turtle	Black Bear	Moose	White-tailed Deer
0				
1				
2				
3				
4				
5				
6				
17		$\times 7$ $\times 18 = 25$	$\times 303$ $\times 151$ $\times 227 = 681$	$\times 629$ $\times 283 = 912$

Note this chart does not take mortality into consideration.

This chart was developed by the OMNR Black Bear Technical Team in 2005 based on an original idea by George Kolenosky.

Snapping Turtle column was added by the Ontario Multi-Species Turtle Recovery Team in 2008.

Please note that up to 1400 eggs need to be laid by a snapping turtle before one offspring reaches maturity. This may not occur until year 50.

= young of the year

= sexually immature

= sexually mature

Figure 4. Annual exports from the United States of live (predominantly immature) *Macrochelys temminckii* for commercial purposes between 2006 and 2020. Numbers are represented by exporter reported quantities from the UNEP-WCMC CITES Trade Database and supplemented with United States export data (2019-2020) (UNEP-WCMC 2022).

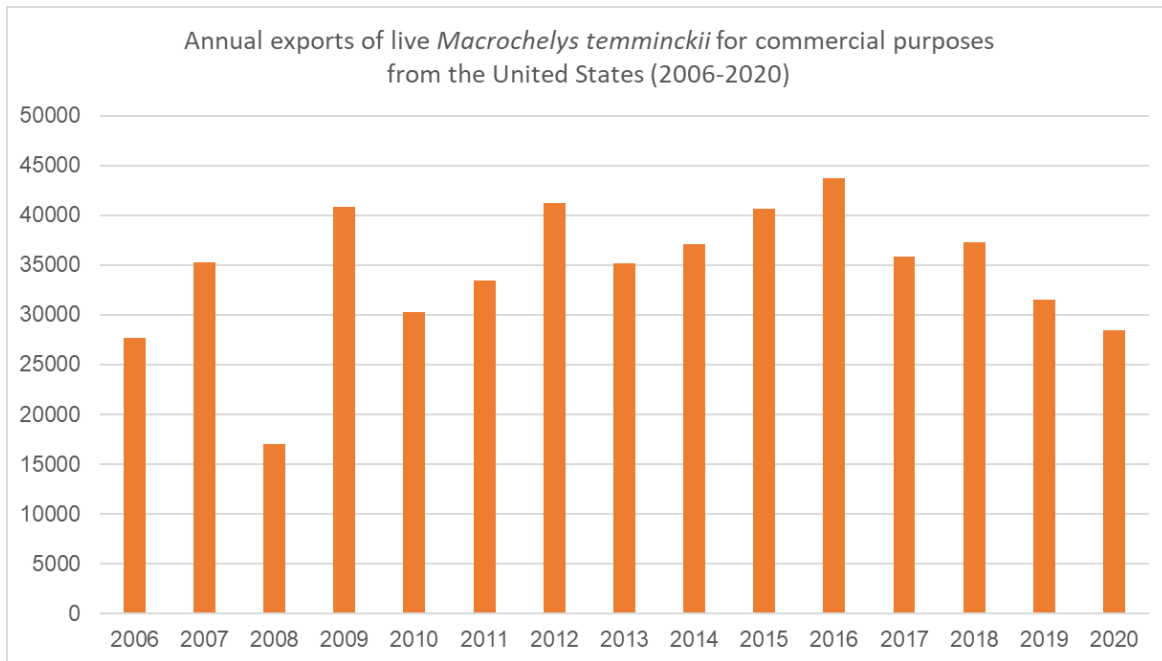
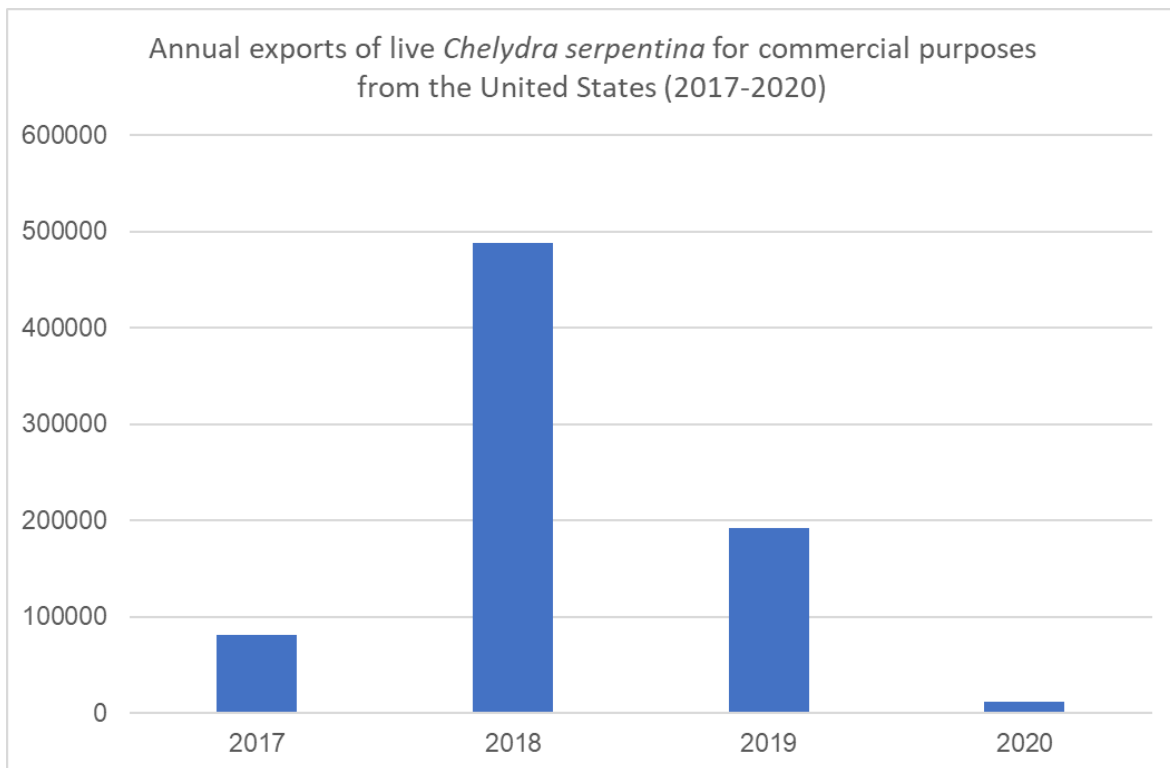


Figure 5. Annual exports from the United States of live (predominantly immature) *Chelydra serpentina* for commercial purposes between 2017 and 2020. Numbers are represented by exporter reported quantities from the UNEP-WCMC CITES Trade Database and supplemented with United States export data (2019-2020) (UNEP-WCMC 2022).



Tables

Table 1. Protected status and harvest regulations for *Macrochelys temminckii* within U.S. range States. The table was modified from USFWS (2021a: page 130) and supplemented with species status information.

State	State status	Year commercial harvest prohibited	Year personal harvest prohibited	Notes
Alabama	Species of concern	2012	2012	
Arkansas	None	1994	1994	
Florida	Threatened ¹	2009	2009	
Georgia	Threatened	1992	1992	
Illinois	Endangered	1994	1994	
Indiana ²	Endangered	1994	1994	
Kansas ²	Species of greatest conservation need	Unsure	Unsure	
Kentucky	Threatened	1975	2012	
Louisiana	Species of greatest conservation need	2004	Still allowed	License required for personal harvest; harvest limits: one turtle per day, per person, per vehicle/vessel; no restrictions on size of turtle
Mississippi	Species of greatest conservation need	1991	Still allowed	License required for personal harvest; harvest limits: one turtle per year; carapace length of turtle must be 24 inches or greater
Missouri	Species of conservation concern	1980	1980	
Oklahoma	Species of greatest conservation need	Never allowed	1992	
Tennessee	"In Need of Management"; considered rare to very rare and imperiled	1991	1991	
Texas	Threatened	1993	1993	

¹ Only populations considered to represent *Macrochelys suwanniensis* (Florida Fish and Wildlife Conservation Commission 2021)

² Current persistence within state is unknown.