



Évaluation du second point de réintroduction de la Cistude d'Europe en Chautagne (Savoie)

Version finale – Mars 2021



Siège social :
MNHN – CP41
57 Rue Cuvier
75005 Paris

Siège administratif :
c/o Isabelle Chauvin
2014 Route de Roquefort
32360 Peyrusse-Massas

contact@lashf.org
<http://lashf.org>



Pauline Priol
4 avenue de Nimes
34190 Ganges

pauline_priol@yahoo.fr





Rédaction :

Stéphanie Thienpont (SHF)

Pauline Priol (Statipop)

Maitre d'ouvrage :

André Miquet (CEN Savoie)

Financement :



Citation du rapport : Thienpont S., Priol P. (2021). Évaluation du second point de réintroduction de la Cistude d'Europe en Chautagne (Savoie). Société Herpétologique de France, Statipop. 46 p.



Table des matières

1	Introduction.....	3
1.1	Contexte du programme de réintroduction au lac du Bourget/Haut-Rhône	3
1.2	Objectifs de la présente étude.....	4
2	Présentation des sites et de l'historique des réintroductions	4
2.1	Présentation des sites.....	4
2.2	Descriptifs des sites de lâcher.....	7
2.2.1	L'étang et la lône de Chanaz	7
2.2.2	La prairie de Hautecombe et la baie de Portout	10
2.3	Historique de réintroduction	13
2.4	Historique des précédents suivis réalisés	14
3	Méthodes de suivi.....	17
3.1	Rappels de principes de la CMR.....	17
3.2	Protocole de capture mis en place dans le cadre du projet de réintroduction du Lac du Bourget	18
3.3	Données récoltées lors des occasions de capture.....	29
3.4	Analyses statistiques des données.....	31
4	Résultats.....	31
4.1	Répartition des captures sur la zone d'étude	31
4.2	Structure de la pop	36
4.3	Analyses statistiques des captures 2020.....	38
4.4	Comparaison avec les lâchers effectués	38
5	Discussion.....	40
5.1	Fiabilité des résultats	40
5.2	Bilan démographique en 2020	40
5.3	Appréciation des modalités d'élevage et de relâcher	41
6	Perspectives et recommandations	42
6.1	Reconduction des suivis.....	42
6.2	Réintroductions complémentaires	43
7	Conclusion	44

1 Introduction

La Cistude d'Europe est une espèce inscrite aux annexes II (espèce d'intérêt communautaire dont la conservation nécessite la désignation de zones spéciales de conservation) et IV (espèce d'intérêt communautaire qui nécessite une protection stricte) de la Directive européenne 92/43/CEE, « Habitats-Faune et Flore » du 21/05/1992. En France, l'espèce est totalement protégée depuis 1979 (arrêté du 24/04/1979). Elle est inscrite à l'article 2 de l'Arrêté du 19 novembre 2007 fixant les listes des amphibiens et des reptiles protégés sur l'ensemble du territoire et les modalités de leur protection.

En forte régression sur l'ensemble de son aire de répartition, elle fait l'objet de divers programmes de conservation (SHF, 2020) et programmes de renforcement de populations ou de réintroduction en milieu naturel depuis la fin des années 1980 (Gariboldi & Zuffi, 1994), mais c'est au début des années 2000 que de nombreux projets voient le jour. Au cours des trente dernières années, plus d'une vingtaine de projets ont été conduits dans sept pays européens : Allemagne, Italie, Espagne, France, Suisse, Pologne et Lettonie (Fritz & Chiari, 2013).

La **réintroduction** d'espèces vise à restaurer des noyaux viables de population d'espèces dans des régions où leurs populations sauvages ont disparu plus ou moins récemment. Elle est fortement réglementée et soumise à autorisations spécifiques. En France, quatre programmes de réintroduction ont vu naissance dans les années 90 (deux dans l'Hérault, un en Savoie et un dans le Bas-Rhin) ainsi qu'un programme de renforcement de population (en Lot-et-Garonne). Un guide des bonnes pratiques est actuellement en cours de validation (Thienpont *et al.*, 2020) afin de mieux encadrer les futurs projets.

1.1 Contexte du programme de réintroduction au lac du Bourget/Haut-Rhône

Dans le département de la Savoie, l'espèce, disparue entre le XIX^{ème} et le XX^{ème} siècle du fait de facteurs anthropiques désormais durablement maîtrisés, fait l'objet d'une opération de réintroduction sur les communes du Bourget du Lac, Viviers du Lac, Chindrieux et Chanaz. Le projet est porté par le Conservatoire d'espaces naturels de la Savoie. Le Conservatoire du Littoral, la Compagnie nationale du Rhône, la C.A. Grand Lac sont associés à la démarche.

Pensé à l'échelle d'un vaste site Natura 2000, il implique des sites de lâcher fortement ouverts sur l'ensemble de l'hydrosystème dans une optique de méta-population, tel que recommandé par le Ministère de l'Environnement à l'époque (Lecomte *et al.* 1990).

Obtenu en 1995, le certificat de capacité a permis d'opérer la première phase du projet en 2000 : 35 animaux adultes ont été introduits au sud du lac, sur un secteur spécialement aménagé pour recevoir l'espèce. Puis, entre 2009 et 2018, une centaine d'individus juvéniles sont venus renforcer les effectifs au sud du lac et, parallèlement, constituer un nouveau noyau au nord du lac.

Le projet, mis en œuvre sur des sites du domaine public fluvial (concession CNR) et des propriétés du Conservatoire du Littoral, a nécessité préalablement la mise en place d'actions de restauration des milieux :

- Remises en eau,
- Création de dunes de pont,
- Mise en place d'un tortuduc.

Il a permis la renaturation de vastes biotopes de qualité offrant une garantie de préservation sur le très long terme.



Actuellement, la gestion des sites de réintroduction porte essentiellement sur :

- La vidange et le faucardage annuel de milieux aquatiques,
- Le débroussaillage de berges,
- Le fauchage et la protection des dunes de pont.

Afin d'accompagner la mise en œuvre de ce projet, un suivi par télémétrie a été conduit en 2000, 2001 et 2002 au sud du lac (Cohas, 2000 ; Carel, 2001 ; Carraz, 2002 ; Charligny, 2002), puis en 2009, 2013 et 2018 au nord du Lac (Giron, 2009 ; Long, 2013 ; Teulieres-Quillet, 2018). Des campagnes de CMR ont été programmées en 2007, 2009 et 2016 au sud du lac (Thienpont, 2007 ; Giron, 2009 ; Thienpont & Priol, 2016), puis en 2013 (Long, 2013) et 2020 au nord du lac (Thienpont & Priol, 2021).

1.2 Objectifs de la présente étude

La présente étude a pour objectif de dresser un bilan démographique de la population au nord du lac issue du programme de réintroduction mis en œuvre depuis 2009, afin d'effectuer une première évaluation du projet, qui permettra, dans un second temps, d'alimenter les réflexions sur les suites à apporter au projet.

2 Présentation des sites et de l'historique des réintroductions

2.1 Présentation des sites

Les sites de réintroduction sont localisés en région Auvergne-Rhône-Alpes, dans le département de la Savoie (73).

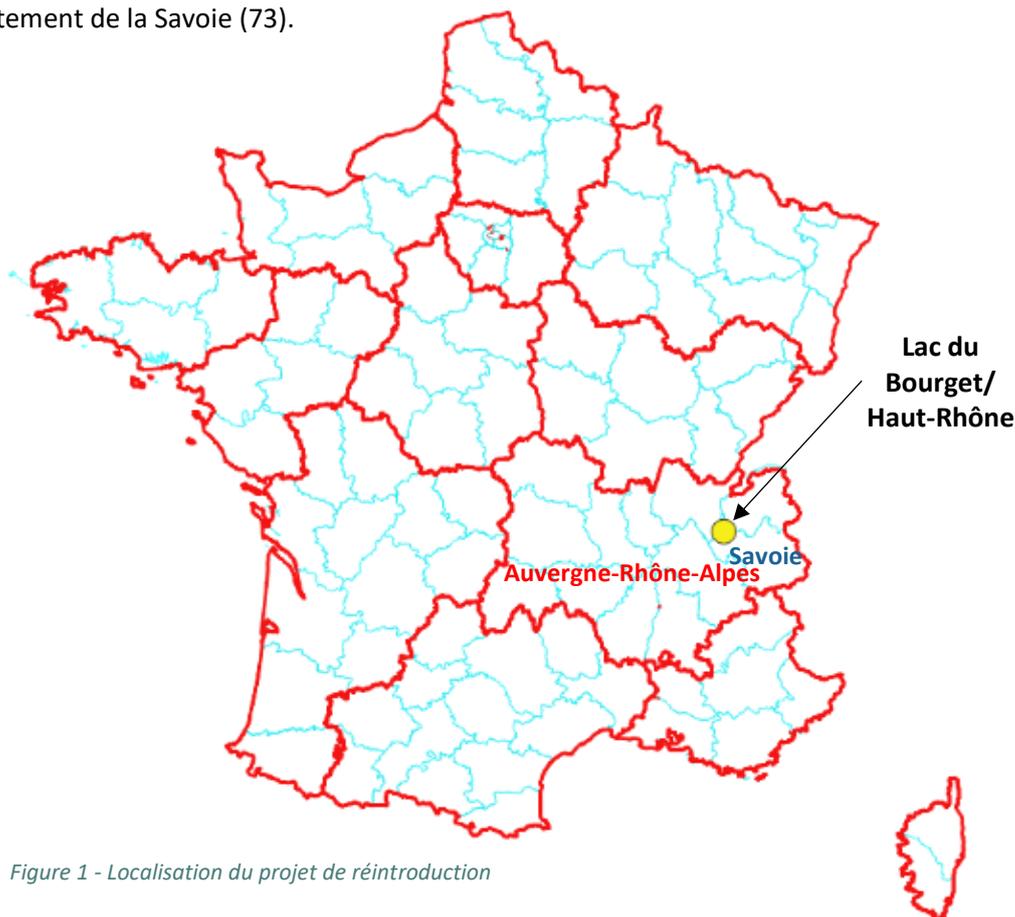


Figure 1 - Localisation du projet de réintroduction

Le programme de réintroduction évalué ici porte sur la partie nord du Lac du Bourget et comprend deux sites de lâcher distincts : l'étang et la lône de Chanaz à l'ouest et la baie de Portout et la prairie de Hautecombe à l'est.

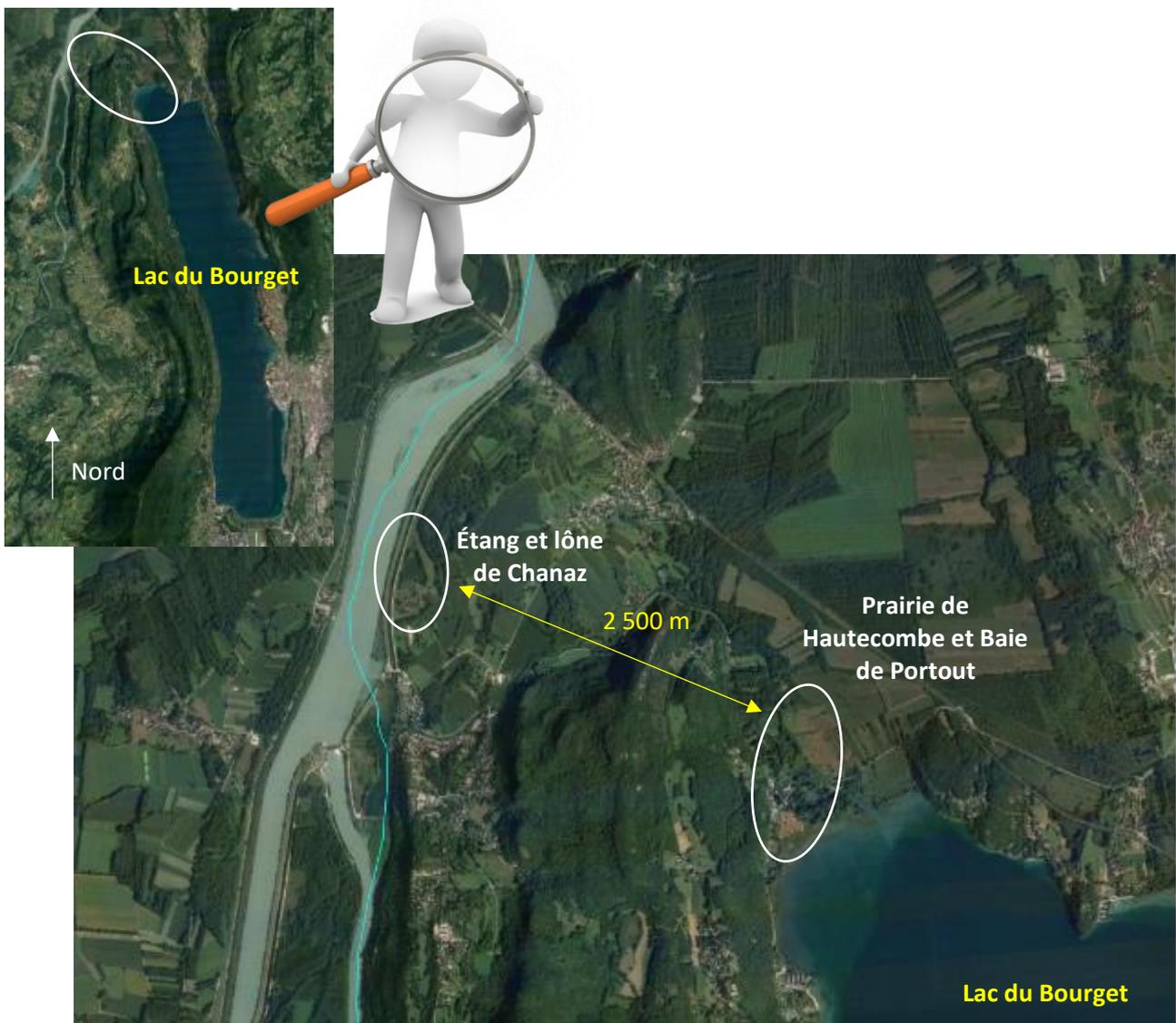


Figure 2 - Vue aérienne de la zone du projet



Sur chaque site, les lâchers ont eu lieu en plusieurs points.

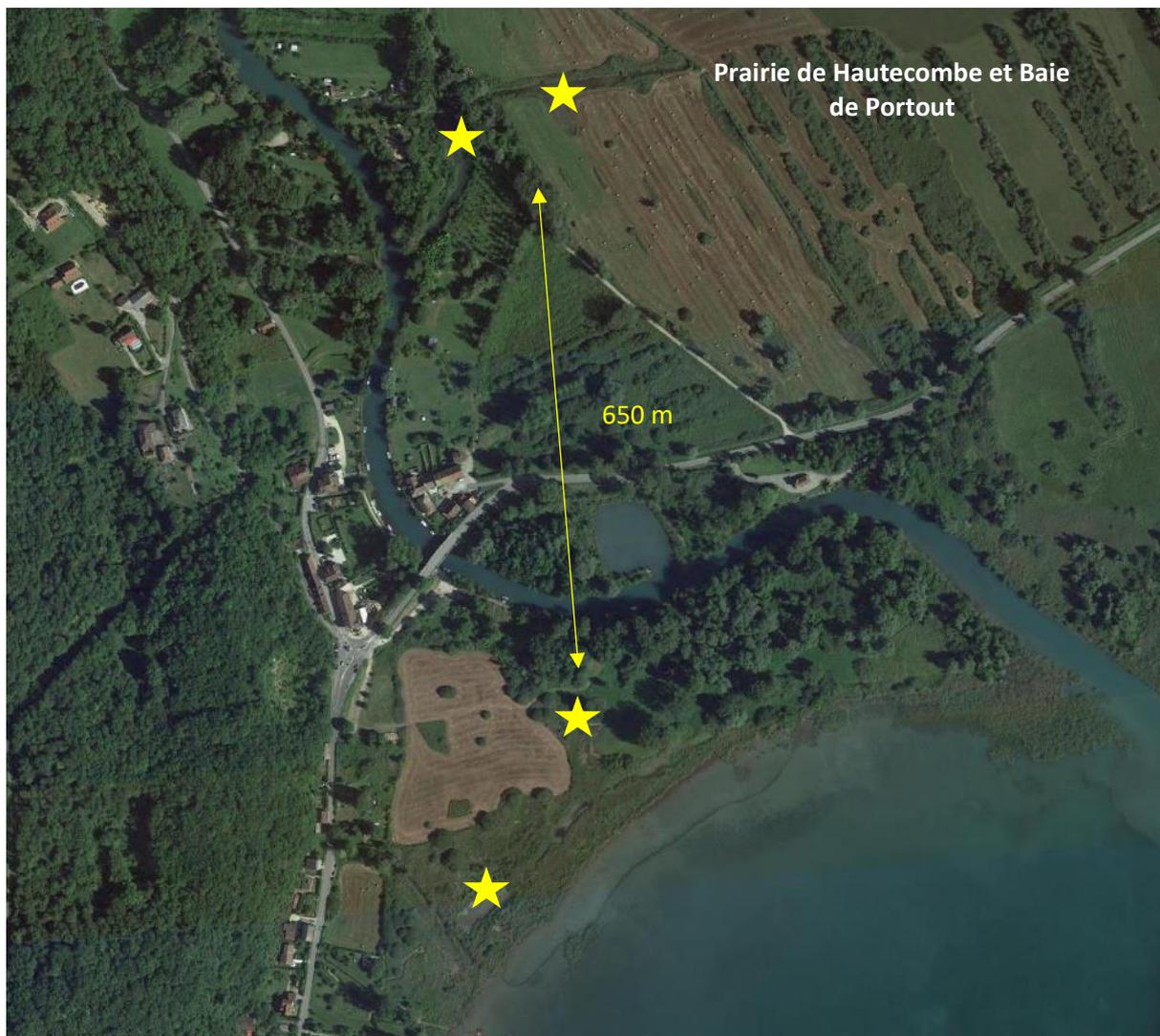


Figure 3 - Points de lâcher sur le site de la Prairie de Hautecombe et la Baie de Portout



Figure 4 - Points de lâcher sur le site de la lône et l'étang de Chanaz

2.2 Descriptifs des sites de lâcher

2.2.1 L'étang et la lône de Chanaz

Ce site est localisé en bordure directe du Rhône (plan d'eau de la retenue de Lavours) et constitue le secteur de lâcher le plus au nord du projet. Il est constitué d'un étang de pêche de 4 ha et



d'une ancienne lône réhabilitée. La lône et la moitié de l'étang sont en réserve de pêche, la pêche avec des hameçons ardillons est proscrite sur l'ensemble du site. La gestion du site est assurée par le CEN Savoie en partenariat avec la Compagnie nationale du Rhône, propriétaire de l'étang, l'Association Agréée de Pêche et de Protection des Milieux Aquatiques (AAPPMA) le Syndicat du haut-Rhône.



Figure 5 - Site de lâcher de Chanaz



2.2.2 La prairie de Hautecombe et la baie de Portout

- La prairie de Hautecombe

Le site a été aménagé par le CEN Savoie, préalablement au lâcher des individus, afin d'offrir des conditions d'accueil favorables à l'espèce. Propriété du Conservatoire du Littoral, il a fait l'objet d'une remise en eau d'un méandre atterri, ainsi qu'à un vannage / reprofilage de drains.



Figure 7 - Site de lâcher de Hautecombe

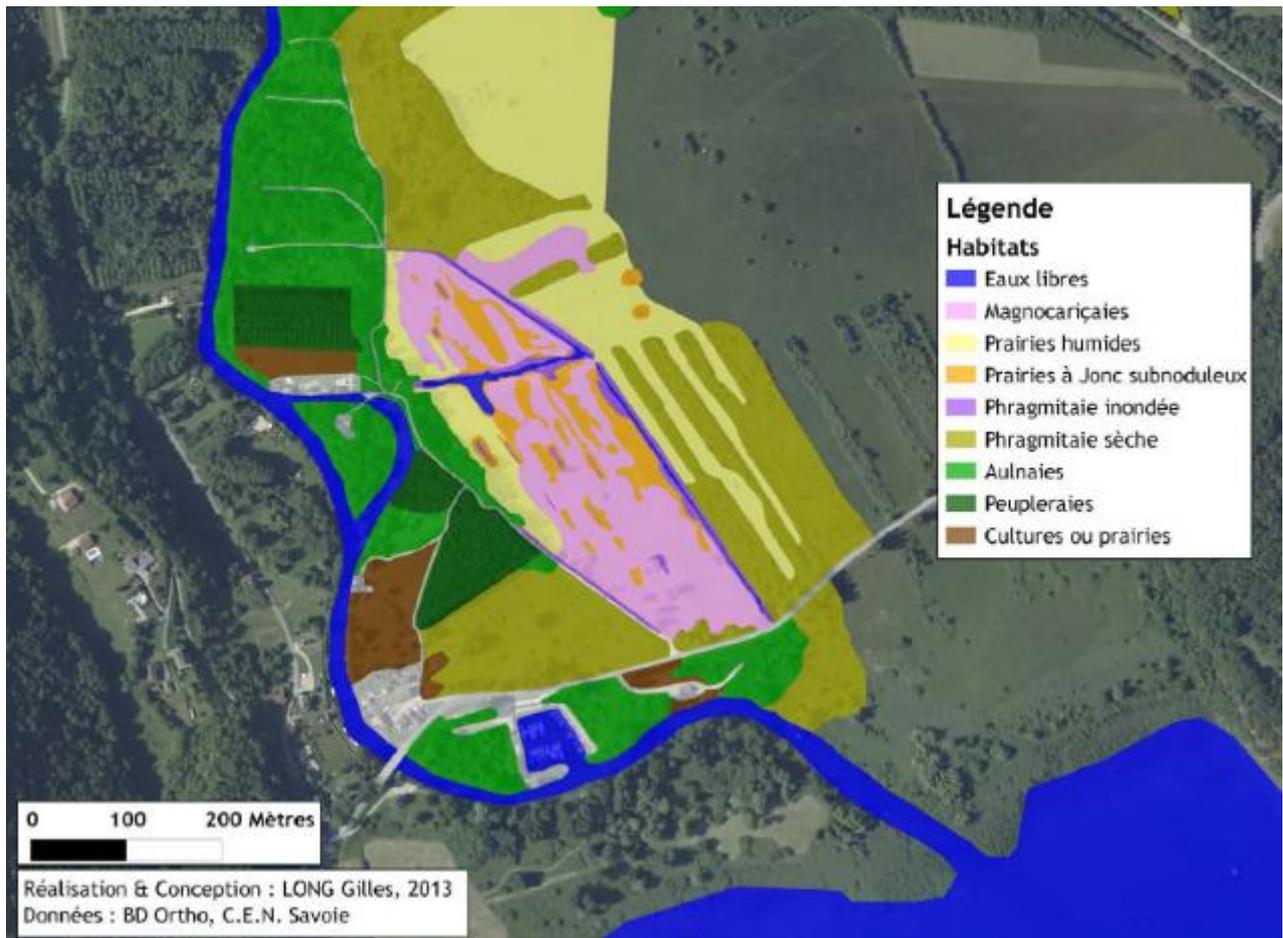


Figure 8 - Cartographie des habitats du secteur de Hautecombe

Cette parcelle est en lien partiel avec le lac du Bourget au sud et le canal de Savières à l'ouest, différents obstacles entravent cependant la possible dispersion des cistudes vers ces zones (route départementale notamment).

- La baie de Portout

Le site est une zone humide, séparée du lac par un cordon de roselière, dont le degré d'humidité dépend du niveau du lac. Des mares ont été créées dans la zone de prairie humide pour offrir à la Cistude des zones en eau durant la majeure partie de l'année. La zone, propriété du Conservatoire du Littoral et en domaine public fluvial, est entretenue par fauche chaque année en août-septembre avec exportation de la matière.

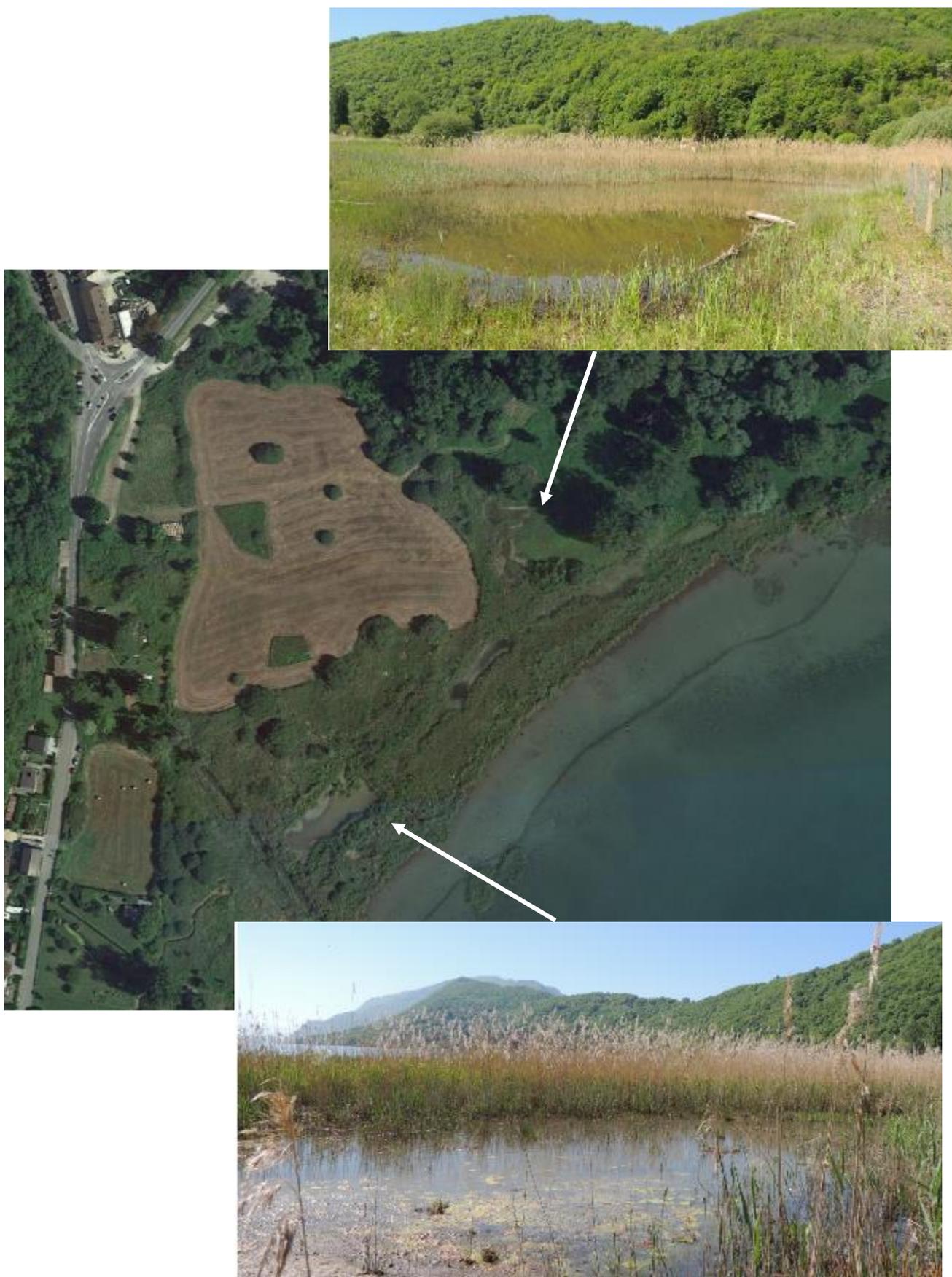


Figure 9 - Site de lâcher de la Baie de Portout

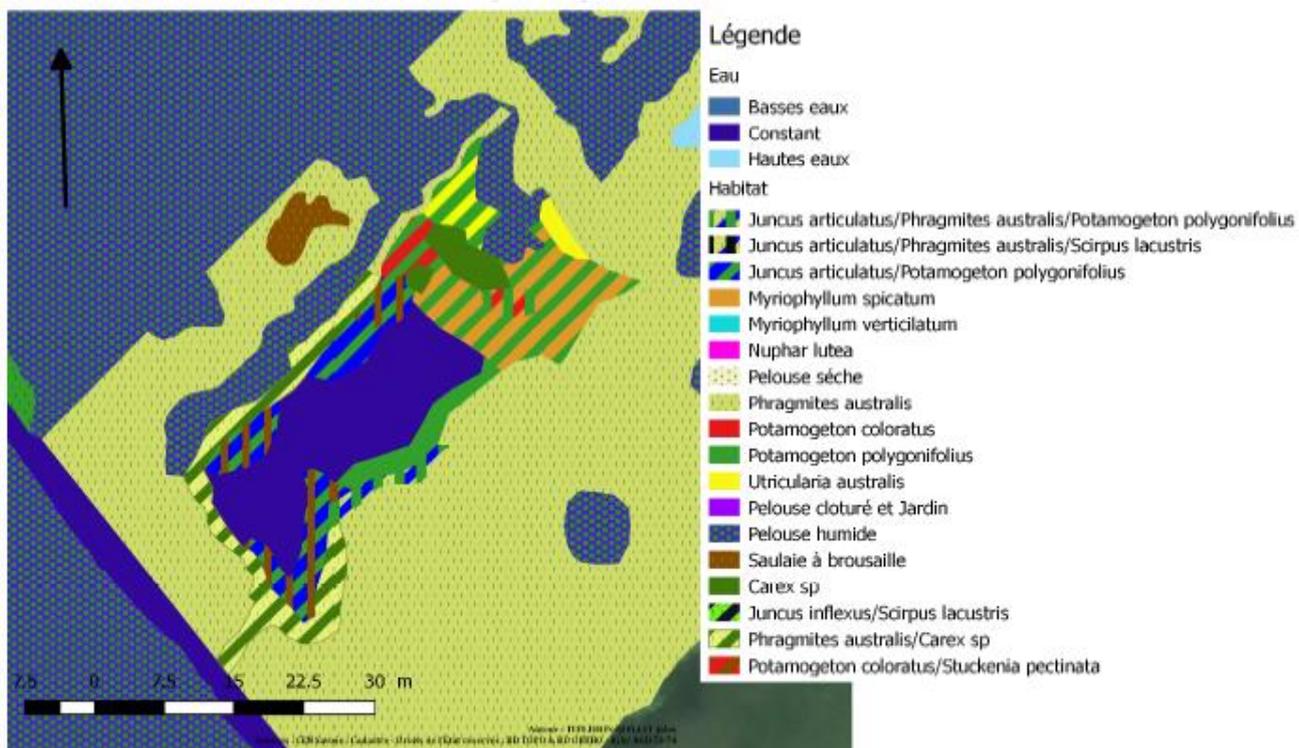


Figure 10 - Cartographie des habitats sur le site de Portout

2.3 Historique de réintroduction

Le programme de réintroduction s’est déroulé en trois phases successives entre 2009 et 2018. Pour les deux premières, les individus issus des centres d’élevage ont été placés dans un enclos d’acclimatation situé au sud du lac (figure ci-dessous) et capturés, pour ceux ayant survécus, un an après pour être relâchés en milieu naturel en 2009 et 2013. Les individus lâchés en 2018 l’ont été directement sans phase d’acclimatation préalable.



Figure 11 – Enclos d’acclimatation au sud du lac



Au total, ce sont 149 individus qui ont été introduits dans le milieu naturel (Tableau 1).

Tableau 1 – Historique des relâchers sur le secteur nord du lac du Bourget

	Site de lâcher	Date de lâcher	Nombre d'individus introduits	Âge des individus	Provenance des individus
2009	Étang et îlône de Chanaz	15/05/2009	28	3 ans	Fermes aux crocodiles : 8 individus Parc animalier Zoodyssée : 13 individus Joël Melin : 3 individus Provenance non spécifiée : 4
2013	Prairie de Hautecombe	27/04/2013	21	Sub-adultes de 80 à 110 mm de dossière	Parc animalier Zoodyssée : 2 individus autres : mixte Zoodyssée / Haute-Touche - Branféré
2018	Baie de Portout	16/05/2018	40	2 à 5 ans	Parc animalier Zoodyssée : 22 individus
	Prairie de Hautecombe	16/05/2018	20		Parc animalier de Branféré : 10 individus
	Étang et îlône Chanaz	16/05/2018	40		Réserve zoologique de la Haute-Touche : 68 individus

2.4 Historique des précédents suivis réalisés

Afin d'accompagner la mise en œuvre de ce projet de réintroduction, un suivi par télémétrie a été conduit en 2009, 2013 et 2018 au nord du Lac (Giron, 2009 ; Long, 2013 ; Teulieres-Quillet, 2018) afin de suivre l'acclimatation et le comportement des individus. Une campagne de capture de *Trachemys* parallèlement programmée en 2013 (Long, 2013) a permis une première évaluation de la survie des individus quelques années après relâché.

En 2009, les 28 individus lâchés dans l'étang et la îlône de **Chanaz** ont été équipés d'émetteurs et suivis quotidiennement entre mai et août 2009. Ce suivi a montré une bonne sédentarisation des animaux sur le site (distance moyenne par jour : 99,7 m +/- 37,86 ; dispersion moyenne sur la durée du suivi < 160 mètres) et un taux de survie de 100 % au cours des premiers mois suivant le lâcher (Giron, 2009). À noter toutefois l'émigration d'un individu en rive droite du Rhône (zone non couverte par la présente session de CMR), où il est resté tout l'été jusqu'à la fin de suivi fin août ; ceci démontrant l'ouverture du milieu côté Rhône.

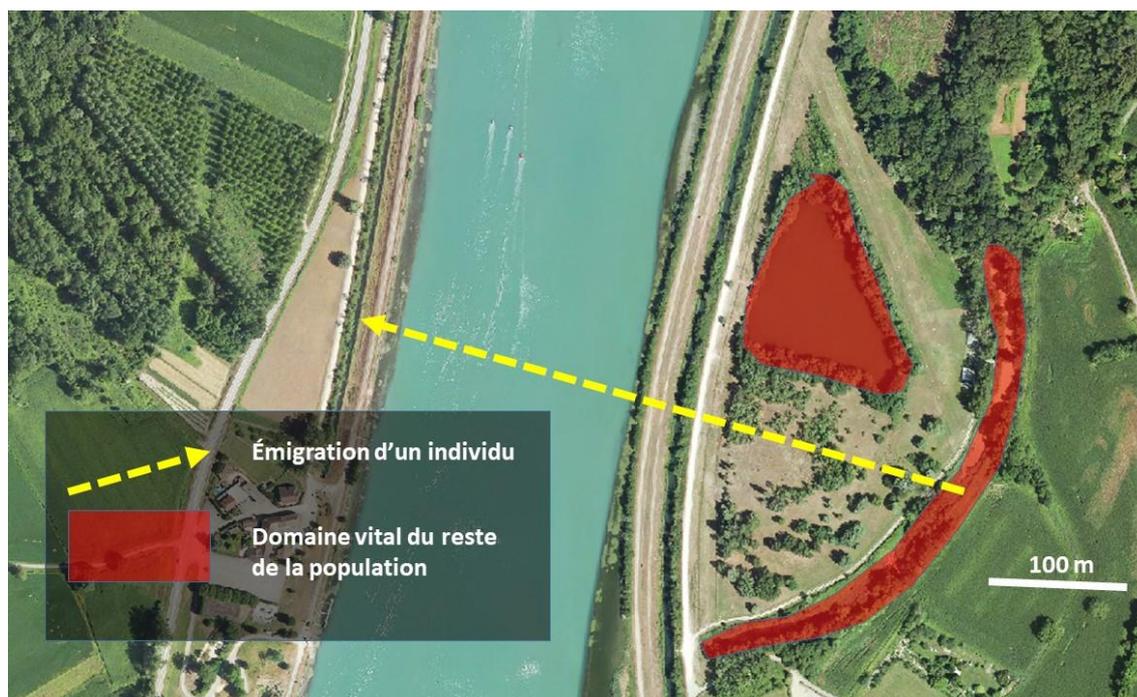


Figure 12 – Suivi télémétrique 2009 et déplacements des individus équipés

En 2013, 20 des 21 individus introduits sur le site de **Hautecombe** ont été équipés d'émetteurs et suivis de fin avril à août 2013. Parmi ces animaux, 8 sont morts avant la fin du suivi sans que les causes de sept de ces décès ne puissent être expliquées. Les conditions météorologiques particulièrement défavorables au cours du printemps 2013 ont été évoquées. La distance moyenne parcourue par jour, mesurée sur les 12 cistudes vivantes à la fin du suivi, a été d'environ 27 mètres (Long, 2013) Ceci traduit une sédentarité forte, avec deux exceptions notables (figure 8bis) :

- un individu ayant parcouru par voie terrestre 1,2km pour passer l'été dans des drains agricoles, (zone non couverte par la présente session de CMR) jusqu'à sa fin d'émission fin août ;
- un individu ayant longé le lac sur au moins 1,7 km (puis perdu), (zone partiellement couverte par la présente session de CMR).

Parallèlement, une campagne de capture a été menée sur le site de **Chanaz** afin d'évaluer l'état de la population introduite sur le site en 2009. Une



Figure 13 - Localisation des pièges au cours du suivi 2013 (Long, 2013)

première session de piégeage a alors été mise en place la semaine du 8 au 12 avril 2013. Les conditions météorologiques défavorables (pluie et froid) n'ont permis de capturer qu'un seul individu. Une seconde session a été conduite du 15 au 19 avril : 10 occasions de capture ont permis de capturer 7 individus différents. Une troisième session a été mise en œuvre du 3 au 7 juin 2013 et a permis de capturer 9 nouveaux individus. La dernière session, du 1^{er} au 5 juillet, a permis de capturer 2 nouveaux individus (Long, 2013). 18 individus parmi les 28 lâchés sur le site en 2009 ont été recapturés au cours de ce suivi. L'analyse de la condition corporelle des individus entre 2009 et 2013 montre un taux de croissance semblable à ce qui peut être observé en milieu naturel.

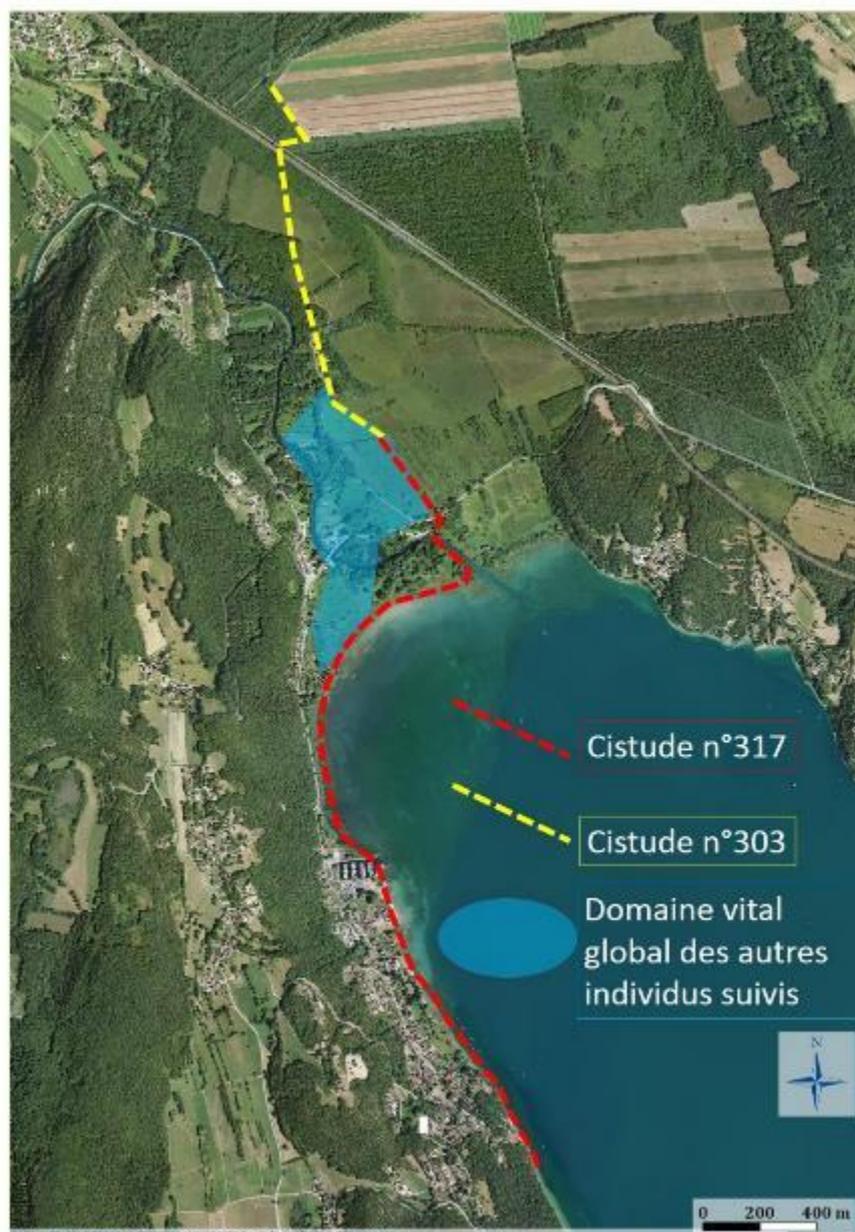


Figure 14 - « Excursion » de deux cistudes sur les 20 suivies en 2013

En 2018, 20 tortues parmi les 100 réintroduites ont été équipées d'émetteurs :

- 5 ont été lâchées sur l'étang de Chanaz,
- 5 sur la île de Chanaz,



- 5 sur la prairie de **Hautecombe**,
- 5 sur le site de **Portout**.

Toutes ont été localisées une à trois fois par semaine entre mai et août 2018 (Teulieres-Quillet, 2018). Deux individus ont été perdus pendant le suivi (1 problème d'émetteur, 1 décès sur le site de Portout). L'ensemble des autres individus est resté cantonné à son site de lâcher.

3 Méthodes de suivi

3.1 Rappels de principes de la CMR

Les méthodes de Capture-Marquage-Recapture reposent sur l'hypothèse que tous les individus ne sont pas détectés lors d'un passage sur le terrain et proposent donc d'estimer la probabilité de détecter les individus afin d'obtenir une estimation non-biaisée de l'abondance d'un site (Besnard & Salles, 2010). Ces méthodes se basent sur l'identification individuelle des animaux suivis et doivent être conduites en un minimum de deux sessions, idéalement plus. À chaque session, l'ensemble de la zone d'étude doit être prospectée aléatoirement, les marques des individus ne doivent pas être perdues ou devenir illisibles.

Les analyses de données de CMR peuvent être envisagées selon trois grandes classes de modèles, les modèles de populations fermées, les modèles de populations ouvertes et le Robust-design :

- Les modèles de populations fermées ou « closed-capture » (Otis *et al.*, 1978; Williams *et al.* 2002) visent à estimer l'abondance pour une population considérée comme isolée de son environnement extérieur où 100% des individus sont présents dans un espace limité et ne peuvent en sortir. Il n'y a donc aucune entrée (naissance ou immigration) ou sortie (mort ou émigration) qui ne modifie la taille de la population et au sein de laquelle tous les individus présentent la même probabilité de capture. Ces analyses sur des données d'espèces longévives, telles que la Cistude d'Europe, ne peuvent donc être envisagées que sur une courte période, sur une petite surface durant laquelle la population peut être considérée isolée.
- Par contraste, les modèles de populations ouvertes (Schwarz & Arnason, 1996) s'intéressent à la dynamique de la population concernée par l'estimation de la survie, de la probabilité de capture et du taux d'entrée de nouveaux individus. La population peut alors être échantillonnée sur de plus grandes périodes permettant entrées et sorties (Mazerolle *et al.*, 2007). Dans ces modèles, les individus doivent être homogènes dans leurs survies et leurs probabilités de détection, les émigrations doivent être permanentes, les animaux capturés doivent être relâchés immédiatement et les marques doivent être lisibles sans erreurs. Ces modèles nécessitent un nombre important de données, ils sont généralement utilisés pour les espèces à durée de vie courte (comme les insectes) ou lorsque le suivi est pluriannuel sans répétitions intra-annuelles.
- Le dernier type de modèle, le Robust design (Pradel, 1996) consiste à partitionner chaque période primaire de capture en plusieurs périodes secondaires. Les périodes primaires (les années) sont considérées ouvertes aux gains et aux pertes tandis que les périodes secondaires (les sessions de capture) sont considérées fermées sans entrée ni sortie dans la population. Ce modèle est normalement relativement robuste à



certain types de violations de l'hypothèse de fermeture au sein des périodes secondaires (Kendall, 1999). Ces analyses sont généralement utilisées lorsque plusieurs années de suivis ont été réalisées.

A ces modèles s'ajoutent les modèles "Multi-Etats" (Nichols *et al.*, 1994) qui permettent l'estimation simultanée des probabilités de survie et de transition entre « états », tout en prenant en compte des variations de probabilités de recapture. Les états considérés peuvent être les différentes zones de piégeage. Dans ces modèles, toutes les captures intra-annuelles sont fusionnées pour ne constituer qu'une occasion annuelle. Les différents sites étant décomposés en unités permettent ainsi de prendre en compte l'hétérogénéité de capture entre sites et entre années.

Concernant la Cistude d'Europe, les sessions de capture étant généralement regroupées autour du pic d'activité sur une période courte et les individus étant relativement peu mobiles et longévifs, les modèles fermés sont privilégiés pour des suivis annuels et le Robust-Design sur des suivis pluriannuels.

3.2 Protocole de capture mis en place dans le cadre du projet de réintroduction du Lac du Bourget

Dans le cadre du **protocole CMR**, deux sessions de capture ont été organisées au cours du printemps 2020 (du 26 au 31 mai et du 9 au 13 juin) sur les sites de Chanaz, Portout et Hautecombe.

Parallèlement, un **piégeage prospectif** a été mis en place sur des secteurs situés à proximité des sites de réintroduction, afin de vérifier leur utilisation potentielle par la Cistude : berge nord du Lac du Bourget, zone humide entre la route de Chanaz et le chemin de halage, drains du boisement humide du Closet (carte 25).

Le secteur de l'autre côté du Rhône, exploré par un individu sub-adulte radiopisté relâché à Chanaz en 2009, n'a pas fait l'objet de piégeage au cours de cette étude pour des raisons pratiques.

Par contre les environs des secteurs explorés côté Portout-Hautecombe ont été piégés dans la mesure du possible.



Figure 15 - Relevé d'un verveux, étang de Chanaz

Les pièges ont été répartis de la façon suivante :

Tableau 2 – Répartition des pièges sur les différents secteurs de piégeage du nord du lac Bourget en fonction des sessions

	Sites	Date de pose	Date de retrait	Nombre de jours de pose	Nombre de nasses	Nombre de verveux	Nombre total de pièges
Session 1	Chanaz	26/05/2020	31/05/2020	6	13	5	18
	Portout	26/05/2020	31/05/2020	6	13	0	13
	Hautecombe	26/05/2020	31/05/2020	6	16	7	22
	Berge nord du Lac	26/05/2020	30/05/2020	5	0	8	8
Session 2	Chanaz	09/06/2020	13/06/2020	5	15	5	20
	Portout	09/06/2020	12/06/2020	4	20	0	20
	Hautecombe	09/06/2020	13/06/2020	5	25	7	32
	Chemin de halage	10/06/2020	12/06/2020	3	5	0	5
	Le Closet	10/06/2020	12/06/2020	3	15	0	15

Localisation des pièges au cours de la première session :

Soixante-et-un pièges : 42 nasses et 19 verveux, ont été posés du 26 mai au 31 mai 2020. Le choix du type et du nombre de pièges posés a été fait en fonction de la physionomie du site à piéger. Les nasses ont été privilégiées dans les secteurs en eau peu profonds (<70 cm) ou au contraire trop profonds (>1m50) pour permettre le positionnement d'un verveux en toute sécurité, mais également sur les secteurs où le fond de la pièce d'eau ne permettait pas une fixation correcte du piège. Les secteurs facilement accessibles au public n'ont pas été piégés.



Figure 16 - Cartographie globale de la localisation des pièges du 26 au 31 mai 2020



Figure 17 -Verveux en place sur l'étang de Chanaz

Sur le secteur de Chanaz, 5 verveux ont été installés dans l'étang. Seul le secteur nord-est a été piégé dans la mesure où :

- ce site est pêché et donc très accessible au public sur la majeure partie de ses berges,
- les berges sont très abruptes ce qui rend difficile la pose de pièges,
- le fond est constitué de galets rendant impossible la mise en place sécurisée des dispositifs de maintien des pièges.

La lône a quant à elle été piégée au moyen de 13 nasses, les verveux étant peu aisés à mettre en place sur ce secteur très encombré de bois morts et relativement profond.



Figure 18 - Localisation des pièges sur le site de Chanaz

Sur le secteur de la Baie de Portout, 13 nasses ont été installées du 26 au 31 mai, dans les mares de la prairie, ainsi que dans le canal bordant le site. L'utilisation des nasses a été privilégiée dans

la mesure où les mares présentent une profondeur faible (<40 cm) et que le canal est au contraire très profond.



Figure 19 - Localisation des pièges sur le site du Portout



Figure 20 - Mare de Portout

Dans le secteur de la prairie de Hautecombe, ce sont 16 nasses et 7 verveux qui ont été installés du 26 au 31 mai. Les verveux ont été privilégiés sur les secteurs larges, tandis que les nasses sont venues compléter le dispositif sur les drains plus étroits.



Figure 21 - Localisation des pièges sur la prairie de Hautecombe



Figure 22 - Drain favorable à l'utilisation d'une nasse



Le site de lâcher de Portout se situant à 36 mètres des roselières littorales, il était nécessaire de sonder l'éventuelle utilisation de celles-ci par les cistudes. Malheureusement, pour des raisons d'accessibilité, elles n'ont pu être couvertes que 500 mètre plus à l'est, dans un milieu de faible attractivité. La partie ouest (visitée par un individu radio-pisté) guère plus attractive, n'a pu être inventoriée car trop envasée pour y accéder.

Huit nasses ont été installées le 26 mai, mais elles ont été retirées le 30 mai en prévision d'une augmentation importante de la fréquentation du secteur par le grand public au cours du week-end.



Figure 23 - Localisation des pièges sur la berge nord du lac du Bourget



Figure 24 - Berge nord du lac du Bourget

Localisation des pièges au cours de la deuxième session :

Quatre-vingt-douze pièges : 80 nasses et 12 verveux, ont été installés au cours de la deuxième session, du 09 au 13 juin 2020.



Figure 25 - Cartographie globale de la localisation des pièges du 09 au 13 juin 2020



Deux secteurs de prospection ont été ajoutés par rapport à la première session : le secteur du boisement humide du Closet, dans le secteur exploré par une cistude radio-pistée, ainsi qu'une zone humide située entre la route de Chanaz et le canal de Savières, dans des milieux relativement attractifs pour l'espèce.



Figure 26 - Piégeage prospectif sur le site du Closet



Figure 27 - Piégeage prospectif en bordure de la route de Chanaz

Sur le secteur de la baie de Portout, la pression de capture a été augmentée entre la première et la deuxième session (de 13 à 20 nasses). Les pièges ont été mis en place le 09 juin et retirés le 12 juin.



Figure 28 - Localisation des pièges dans la Baie de Portout du 9 au 13 juin

Dans le secteur de Chanaz, 15 nasses et 5 verveux ont été maintenus sur le site du 09 au 13 juin. Le dispositif a été reconduit comme lors de la première session, à l'exception de l'installation de deux nasses supplémentaires sur la lône.



Figure 29 - Localisation des pièges sur le site de Chanaz du 9 au 13 juin



Le dispositif mis en place sur la prairie de Hautecombe a évolué par rapport à la première session et s'est concentré sur le piégeage des drains de la prairie. 25 nasses et 7 verveux ont été installés du 09 au 12 mai.



Figure 30 - Localisation des pièges sur la prairie de Hautecombe du 9 au 13 juin.

Quinze nasses ont été installées du 10 au 12 juin sur le secteur du Closet et cinq nasses sur la zone humide entre le canal de Savières et la route de Chanaz pour apprécier la fréquentation potentielle de ces secteurs par l'espèce. Le fossé principal ainsi couvert collecte une partie des kilomètres de drains constituant un habitat favorable mais inaccessible au piégeage.



Figure 31 - Localisation des pièges dans le secteur du Closet du 9 au 13 juin.

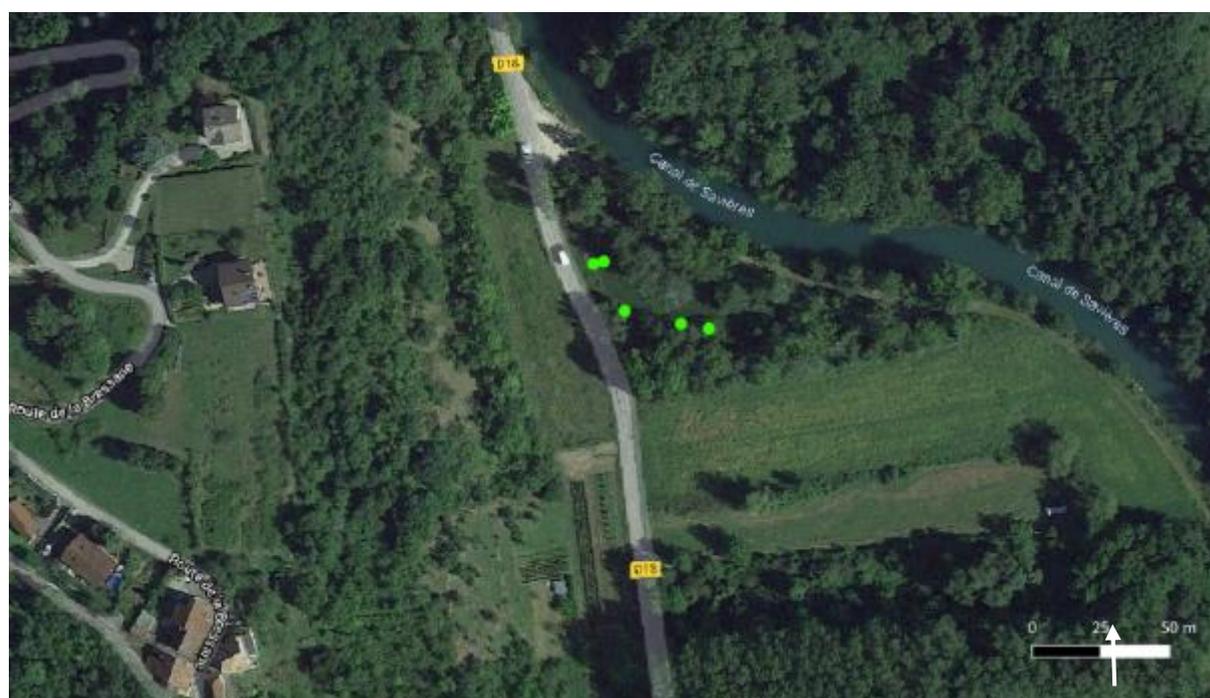


Figure 32 - Localisation des pièges du Chemin de halage du 9 au 13 juin.

3.3 Données récoltées lors des occasions de capture

Lors de chaque capture, une vérification a été soigneusement effectuée afin de déterminer si l'animal était ou non marqué. Plusieurs difficultés sont apparues lors de cette phase d'identification :

- D'une part, il s'est avéré que les animaux n'avaient pas tous fait l'objet d'un marquage par encoche sur les écailles marginales lors de leur lâché sur le site, en raison du jeune âge de certains ;
- D'autres part certaines marques sont devenues illisibles, car pratiquées de façon inefficace sur des animaux trop jeunes, et se confondent aujourd'hui avec des défauts de carapaces rendant la lecture des codes impossible ;
- Enfin, la base de données identifiant les animaux marqués avant d'être réintroduits était incomplète et nous n'avons pas pu disposer d'un lecteur de puces RFID dont une partie des animaux étaient équipés.

Le choix a donc été fait d'attribuer systématiquement un nouveau marquage aux animaux capturés, en y intégrant l'ancien pour les animaux présentant des marques encore lisibles, afin de disposer d'un état zéro pour l'année 2020 et ainsi de faciliter le travail d'évaluation au cours des prochaines années. Les animaux ont tous été photographiés (dossier + plastron) afin de remettre au CEN Savoie une base de données photographiques de la population et éviter les erreurs d'identification lors des prochaines opérations de capture.

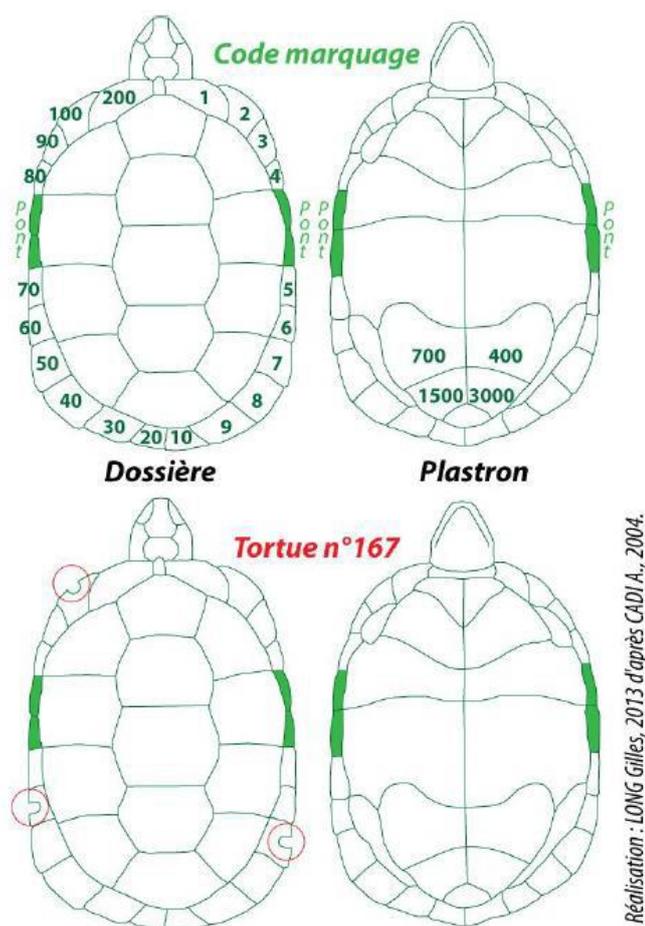


Figure 33 - Code marquage utilisé sur le site

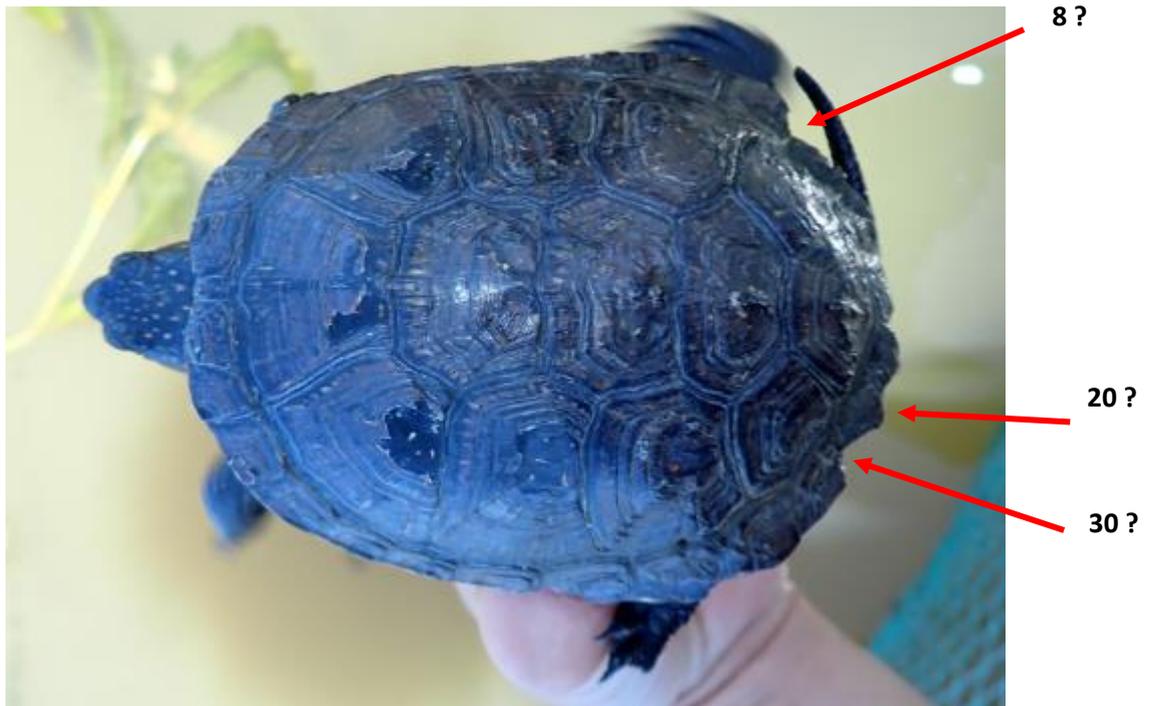


Figure 34 -Exemple d'individu dont le marquage est illisible

Les individus ont parallèlement fait l'objet d'une mesure de la longueur de leur dossière.



Figure 35 -Exemple de mesure de la dossière

Ils ont ensuite été classés en trois catégories :

- **Juvenile**, pour les animaux dont le stade de développement ne permet pas d'identifier le sexe avec certitude,



- **Sub-adulte en croissance**, pour les animaux sexuellement matures mais qui présentent encore des signes de croissance (ligne suture claire au niveau du plastron),
- **Adulte** pour les animaux sexuellement matures et qui ne présentent plus de signes de croissance.

L'âge des animaux a été apprécié par dénombrement des stries de croissance sur la quatrième écaille abdominale, lorsque ceci était possible, et les femelles matures ont été palpées pour évaluer leur gravidité.

3.4 Analyses statistiques des données

Le jeu de données consiste en **91 captures** (54 lors de la première session et 37 lors de la seconde) de **60 individus différents** (32 adultes et 28 immatures).

Au vu des distances séparant les différents secteurs de relâchés et des capacités de déplacements des tortues Cistudes, les données ont été analysées selon deux secteurs distincts, Chanaz d'une part et Hautecombe/Portout d'autre part. La capturabilité des individus variant selon l'âge (Olivier *et al.*, 2010), les données ont été analysées selon deux groupes, les juvéniles et les adultes/subadultes.

Les analyses ont donc concerné un total de 48 captures de 33 individus différents (10 juvéniles et 23 adultes) sur Chanaz et un total de 43 captures de 27 individus différents (18 juvéniles et 9 adultes) sur Hautecombe/Portout.

Un test d'hypothèse de fermeture de la population a été réalisé en utilisant le programme CloseTest (Stanley & Richards, 2011), et validé permettant donc de réaliser des modèles de populations closes effectués sous le programme CAPTURE (Otis *et al.*, 1978) à l'aide du logiciel MARK (White & Burnham 1999). Ces modèles permettent une variation de la probabilité de capture (p) en fonction du temps (t), de la réponse à la capture (b) et/ou de l'hétérogénéité entre individus (h). Un total de 8 modèles a été ajusté pour chaque groupe ($p(\cdot)$; $p(t)$; $p(b)$; $p(h)$; $p(th)$; $p(tb)$; $p(bh)$ et $p(tbh)$). Toutes les estimations sont présentées \pm SE (Écart-Type).

4 Résultats

4.1 Répartition des captures sur la zone d'étude

Rappelons que les contingences matérielles n'ont pas permis de couvrir la totalité des milieux périphériques favorables explorés notamment par 3 cistudes (sur les 66 radiopistés).

En considérant l'ensemble des journées de capture individuellement, 145 captures ont été effectuées au cours de l'année 2020 sur l'ensemble des jours de capture et de la zone d'étude : 95 au cours de la première session, 50 au cours de la deuxième.

Les cartes ci-dessous détaillent le nombre de capture par secteur sur chaque session.

Aucun individu n'a été capturé hors site de relâché, pour les zones ayant pu être inventoriées.

LOCALISATION DES CAPTURES AU COURS DE LA PREMIERE SESSION

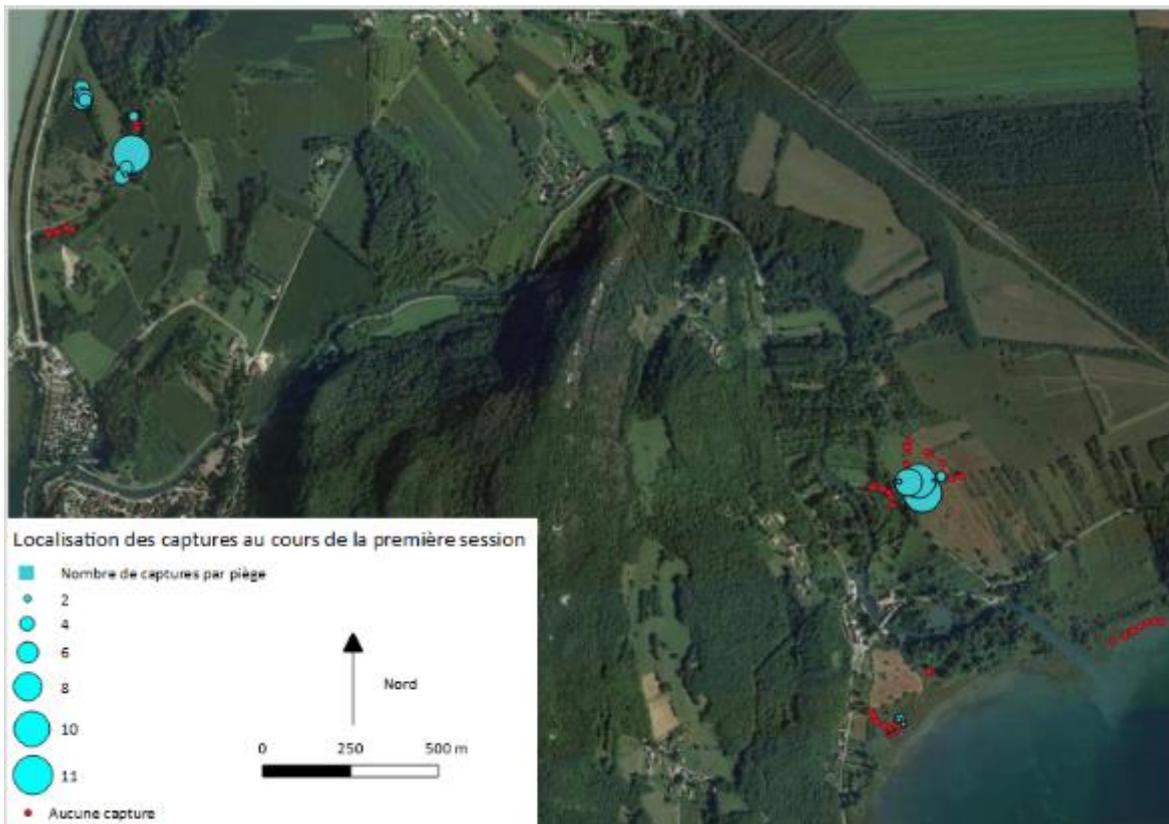


Figure 36 - répartition globale des captures lors de la première session

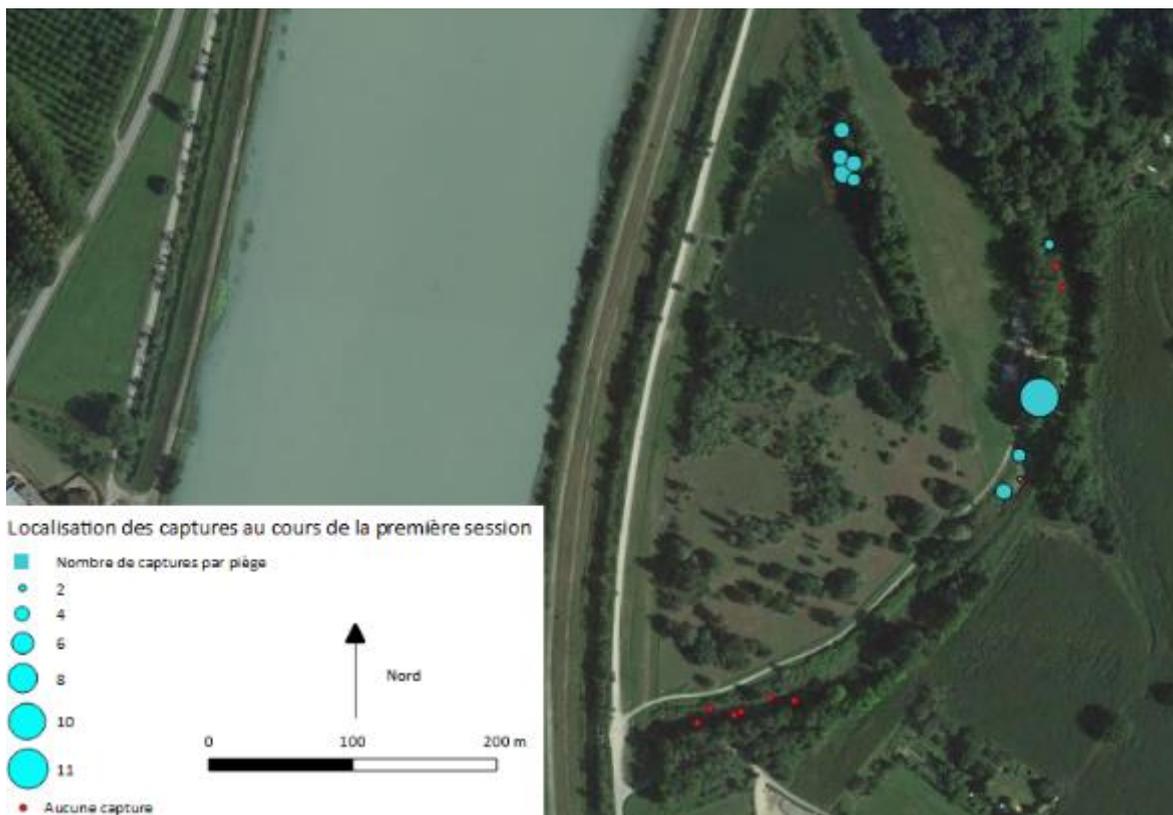


Figure 37 - Nombre de captures réalisées sur le site de Chanaz au cours de la première session

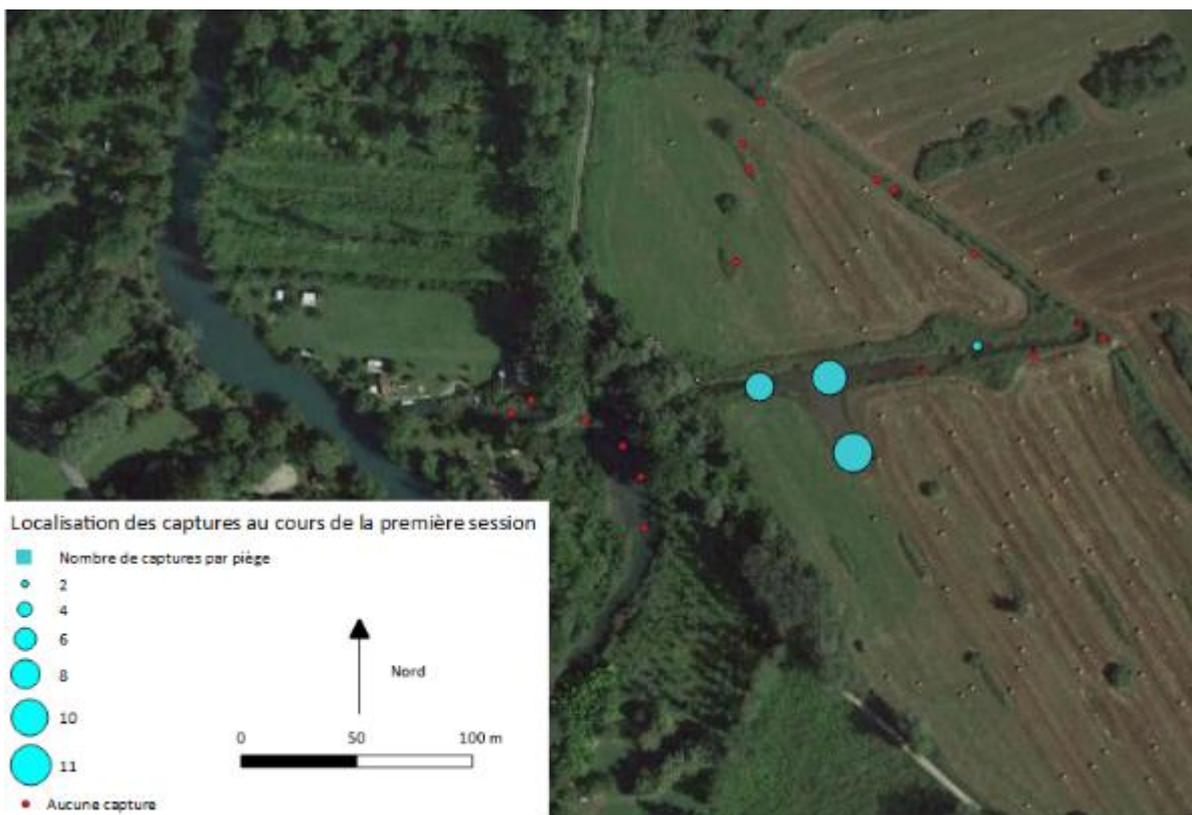


Figure 38 - Nombre de captures réalisées sur le site de Hautecombe au cours de la première session

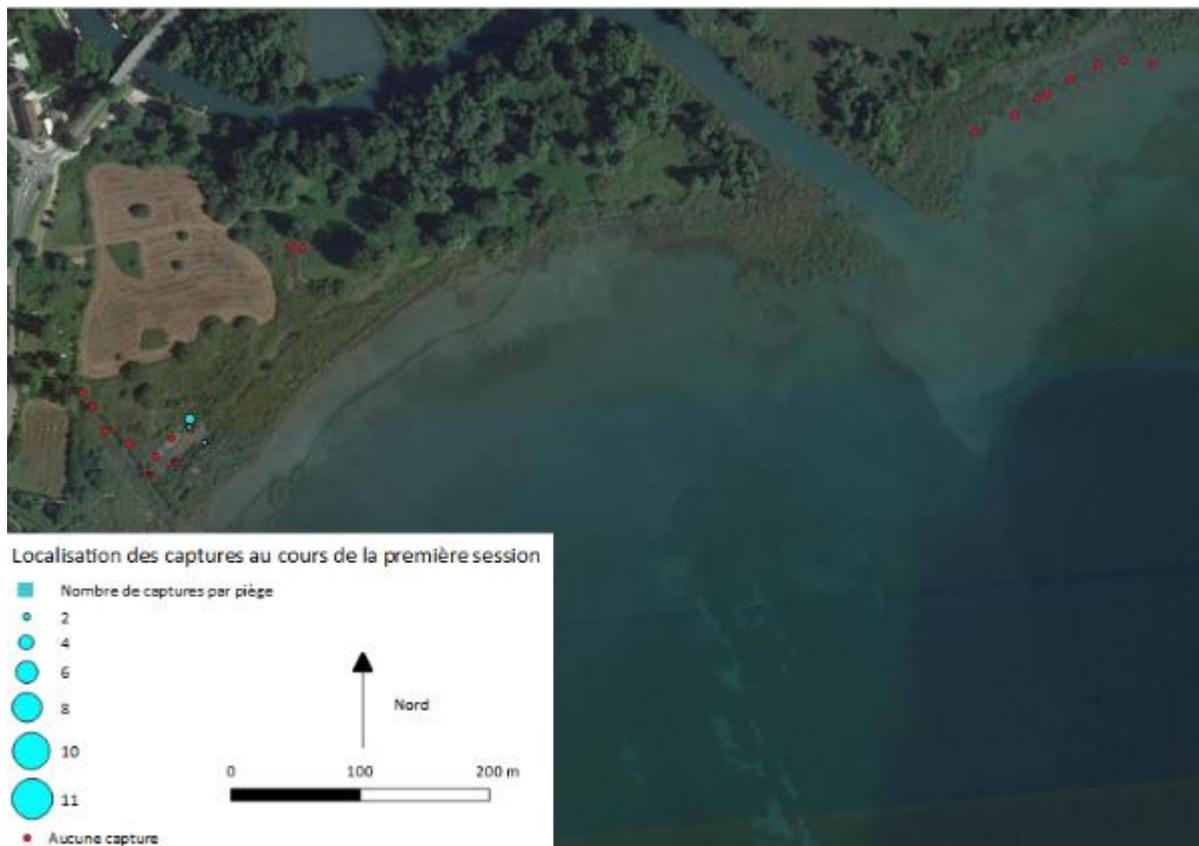


Figure 39 - Nombre de captures réalisées sur le site de Portout au cours de la première session

LOCALISATION DES CAPTURES AU COURS DE LA DEUXIEME SESSION

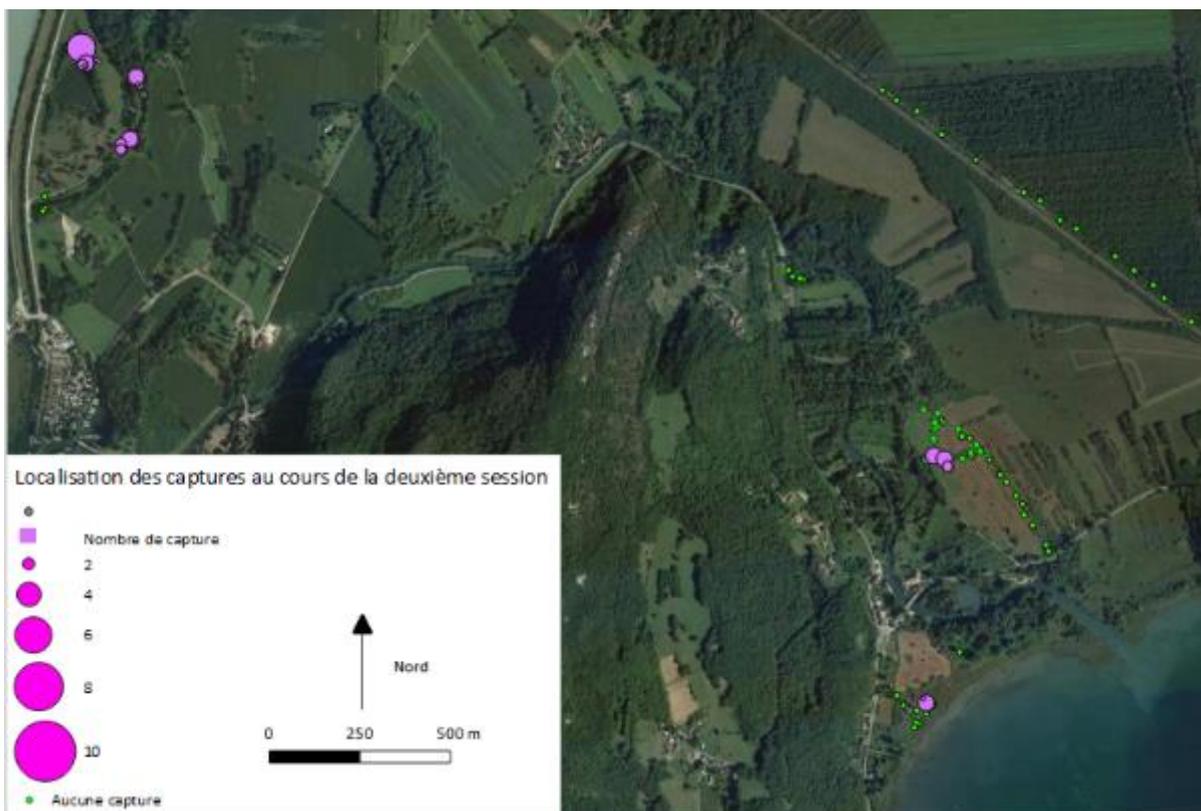


Figure 40 - Nombre de captures réalisées au cours de la deuxième session

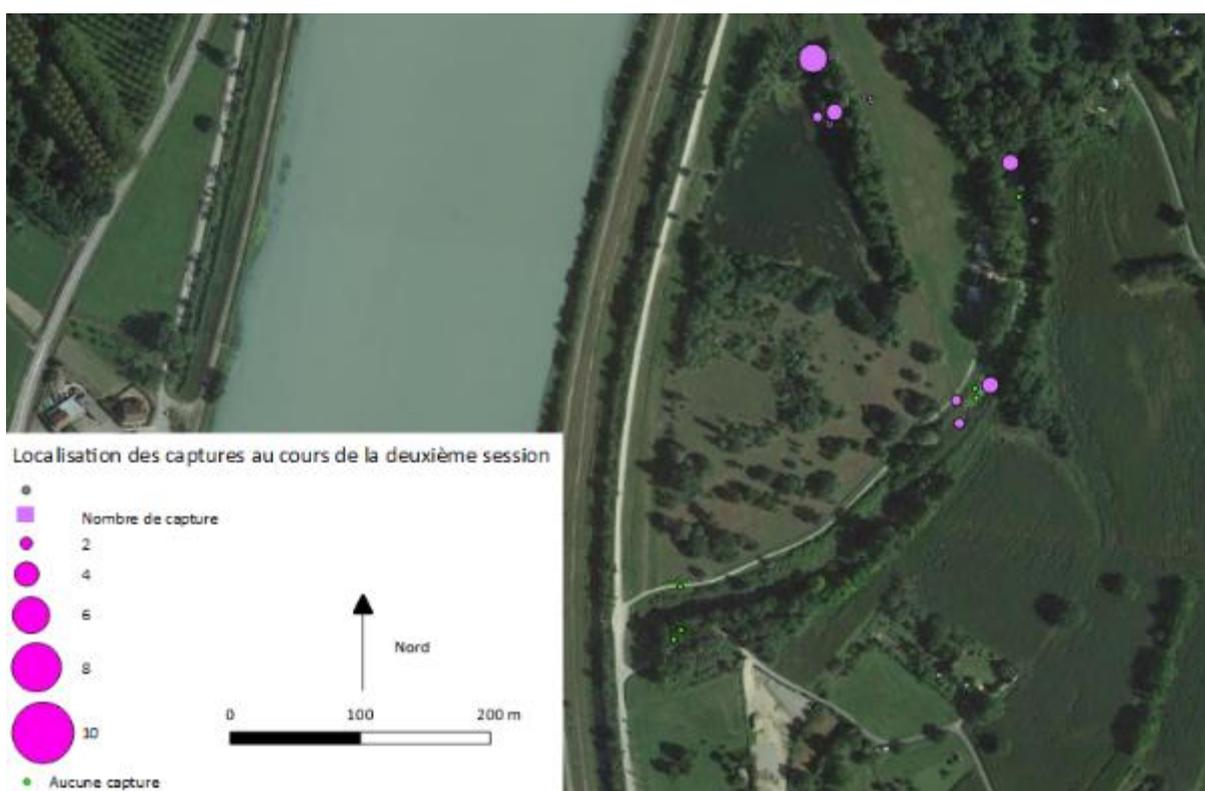


Figure 41 - Nombre de captures réalisées sur le site de Chanaz au cours de la deuxième session

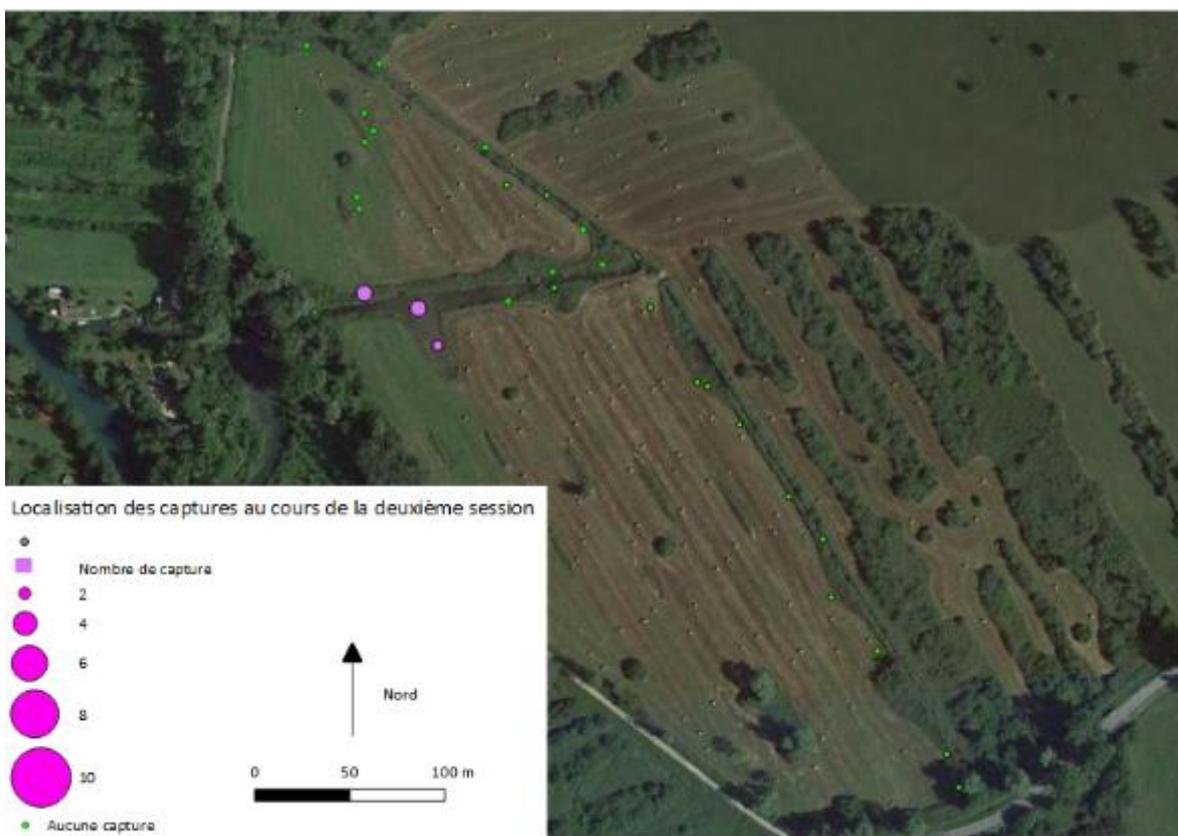


Figure 42 - Nombre de captures réalisées sur le site de Hautecombe au cours de la deuxième session

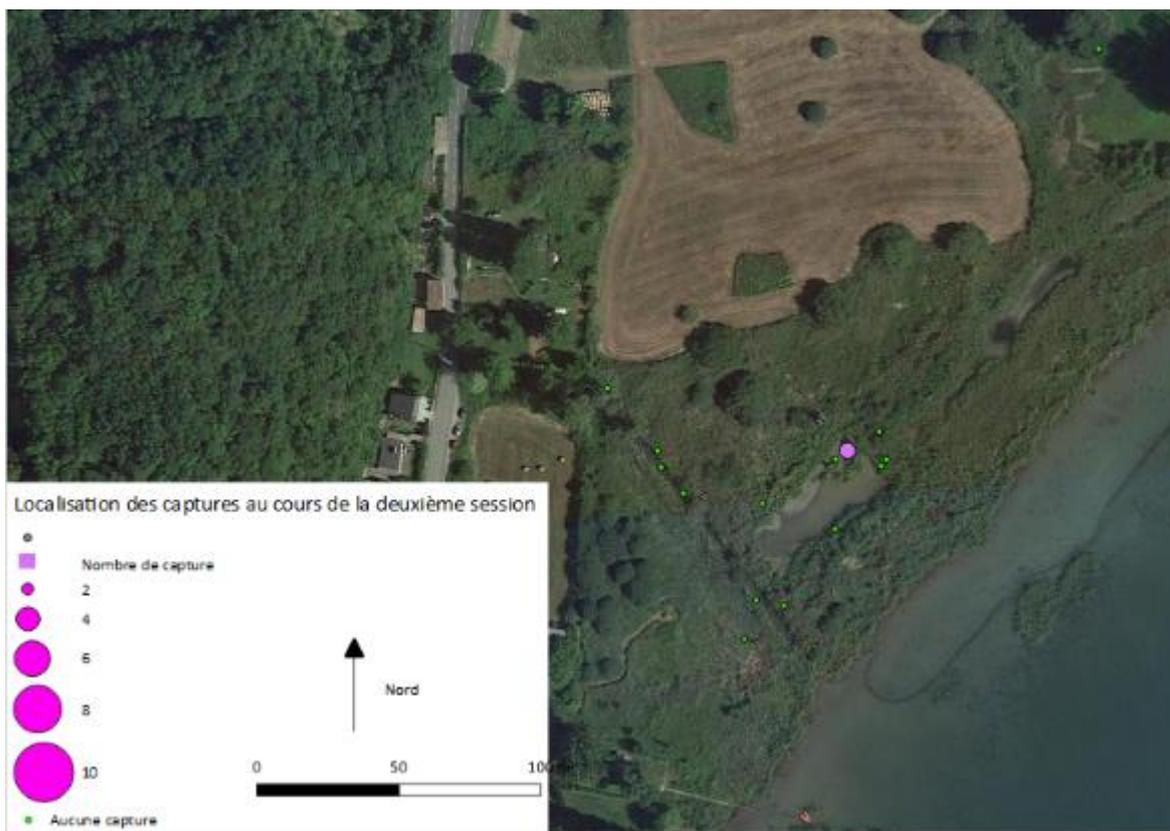


Figure 43 - Nombre de captures réalisées sur le site de Portout au cours de la deuxième session

4.2 Structure de la pop

4.2.1. Âge et sex ratio

Un total de 60 individus a été capturé sur la zone d'étude (Tableau 3) en deux sessions, 33 sur Chanaz, 20 sur Hautecombe et 7 sur Portout.

Tableau 3 – Répartition des individus capturés sur le secteur nord du lac du Bourget

	Nombre d'individus capturés	Nombre mâles	Nombre femelles	Nombre adultes	Nombre immatures
Portout	7	2	2	4	3
Hautecombe	20	3	2	5	15
Chanaz	33	16	8	24	9

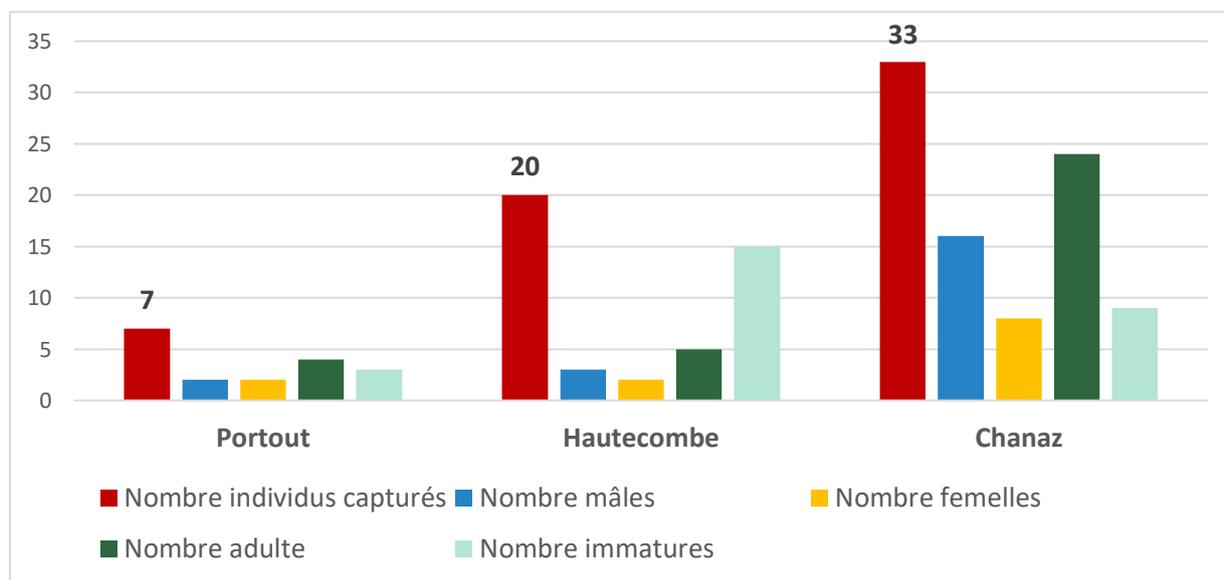


Figure 44 - Nombre des classes d'âge des individus capturés sur le secteur nord du lac du Bourget

Une majorité d'adultes a été capturée sur Chanaz tandis qu'il s'agit surtout de juvéniles sur le secteur Hautecombe/Portout.

L'âge de l'ensemble des individus capturés sur les différents secteurs correspond à ceux des individus relâchés : ceux lâchés en 2009 et 2013 sont désormais des adultes, ceux de 2018, des juvéniles de 5 à 7 ans.

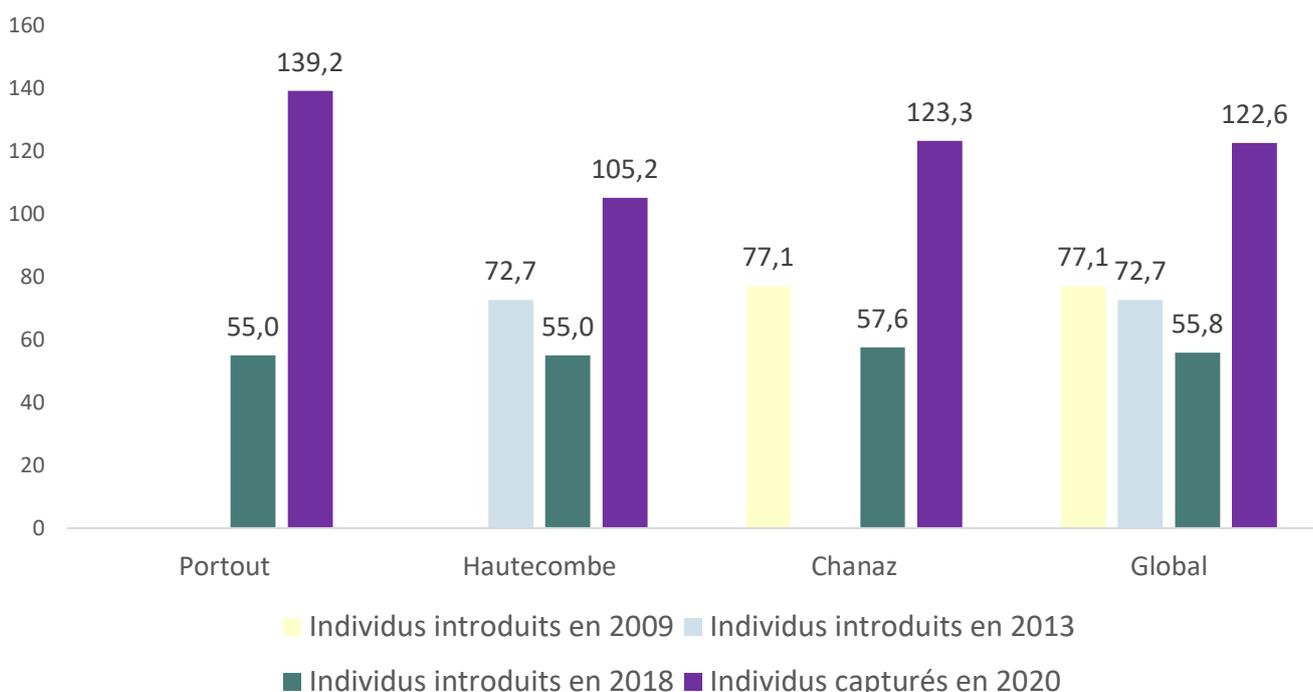
Seule une jeune cistude de 2 ans, ne provenant pas de ces relâchés, a été capturée sur le site de Portout, issue de reproduction naturelle.

Le sex-ratio adulte est déséquilibré en faveur des mâles sur le site de Chanaz, avec 2 mâles pour 1 femelle, mais équilibré pour le peu d'adultes retrouvés, sur Portout-Hautecombe.

Certains individus présentaient des anomalies de croissance de la dossière ce qui pose la question de la nécessité d'adapter les modalités de production au sein de certains centres d'élevage. Malheureusement l'absence de récepteur permettant la lecture de puces RFID ne nous a pas permis d'identifier l'origine de ces quelques animaux.

4.2.2. Taille des individus capturés :

La comparaison de la taille des individus introduits en 2009, 2013 et 2018 avec celle de la population capturée en 2020, montre une croissance satisfaisante des individus sur l'ensemble des sites. Les résultats de la croissance sur le site de Portout sont à interpréter avec précaution dans la mesure où l'échantillon est très faible (6 individus contre 20 à Hautecombe et 40 à Chanaz).



La comparaison avec des populations naturelles de même souche génétique et évoluant dans les mêmes conditions biogéographiques, montre que la population étudiée se situe légèrement en dessous de ce que l'on peut observer chez des populations sauvages. Cependant, compte-tenu de l'âge moyen relativement faible de cette population réintroduite entre 2009 et 2018, nous sommes en présence d'une population de jeunes adultes dont la croissance n'est pas terminée, ce qui explique très probablement cette légère différence.

	Mâles	Femelles
Brenne	148.55 ± 8.57	159.82 ± 9.11
Lemps	144.08 ± 8.27	161.23 ± 6.59
La Serre	140.52 ± 10.87	156.33 ± 9.70
Mépieu	137.61 ± 8.95	150.18 ± 12.67
Cette étude	133,1 ± 7,9	144,4 ± 17,5



4.3 Analyses statistiques des captures 2020

SECTEUR CHANAZ

Sur le secteur de Chanaz, le meilleur modèle, $M(0)$, considère une probabilité de capture constante, estimée à 0,78 pour les juvéniles et à 0,61 pour les adultes. Il estime l'abondance de la population juvénile à 9 individus (IC 95% = 9 - 13) et l'abondance de la population adulte à 28 individus (IC 95% = 25 - 40).

SECTEUR HAUTECOMBE/PORTOUT

Sur le secteur de Hautecombe/Portout, le meilleur modèle, $M(0)$, considère une probabilité de capture constante, estimée à 0,83 pour les juvéniles et à 0,69 pour les adultes. Il estime l'abondance de la population juvénile à 18 individus (IC 95% = 18 - 21) et l'abondance de la population adulte à 9 individus (IC 95% = 9 - 18).

Sur l'ensemble du secteur nord du lac du Bourget, la population de Cistude d'Europe est estimée à 64 individus (IC 95% = 61 - 92).

4.4 Comparaison avec les lâchers effectués

Un total de 149 individus a été introduit dans le milieu naturel entre 2009 et 2018, 68 individus entre 2 et 5 ans sur le secteur de Chanaz et 81 individus (60 juvéniles entre 2 et 5 ans et 21 sub-adultes) sur le secteur de Hautecombe/Portout.

SECTEUR CHANAZ

24 des 28 individus relâchés en 2009 à l'âge de 3 ans, ont pu être recapturés en 2020 à l'âge adulte sur le même secteur, soit 86%, tandis que seulement 9 des 40 individus (23%) relâchés en 2018, âgés entre 2 et 5 ans, au moment du relâché, ont pu être retrouvés par cette étude.

Au total, près de la moitié des individus relâchés sur le secteur de Chanaz ont pu être recontactés lors de ce suivi.

SECTEUR HAUTECOMBE/PORTOUT

9 des 21 individus sub-adultes relâchés en 2013 sur Hautecombe ont pu être recapturés en 2020 à l'âge adulte sur le même secteur, soit 43%, dont certains ont été recontactés sur Portout et non sur Hautecombe.

En revanche seulement 18 des 60 individus (30%) relâchés en 2018, âgés entre 2 et 5 ans au moment du relâché, ont pu être retrouvés lors de cette étude ; 15 sur les 20 (75%) individus relâchés à Hautecombe et 3 sur les 40 (8%) relâchés à Portout.

Au total, un peu plus de la moitié des individus relâchés sur le secteur de Hautecombe/Portout ont pu être recontactés lors de ce suivi.

Il est à noter qu'un vieil individu adulte femelle a été retrouvé écrasé entre le secteur de Portout et de Hautecombe au début de la première session, confirmant la circulation potentielle d'individu entre ces deux zones de relâcher, mais posant la question de la présence d'individu hors



réintroduction. Cette observation pose l'hypothèse soit d'un individu « relictuel » (chez une espèce aussi discrète et dont la longévité dépasse le demi-siècle, le processus de « disparition » peut en effet s'étirer sur de nombreuses décennies et les derniers « vieux adultes » peuvent ainsi échapper aux observations jusqu'à une « opportunité » malheureuse comme cet écrasement) ; Soit d'un lâcher clandestin par un terrariophile (il s'avère qu'un nombre de cistudes plus grand qu'on ne le pense est détenu, légalement ou non) ou du déplacement d'un individu de provenance inconnue.



Figure 45 – Individu adulte femelle retrouvé écrasé entre les secteurs de Portout et de Hautecombe (Photo : Pierre Gotteland)



5 Discussion

5.1 Fiabilité des résultats

Lors de cette étude, effectuée 11 ans après les premiers relâchés, seulement deux sessions de captures ont pu être réalisées sur le secteur, pour des questions de budget. Les taux de capture estimés apparaissent cependant élevés, autour de 0,80 pour les juvéniles et de 0,65 pour les adultes, et comparables à ceux décrits dans la littérature (entre 20 et 80%, Olivier *et al.*, 2010; Owen-Jones *et al.*, 2015), et notamment pour les milieux fermés. Ils sont curieusement inversés avec de meilleurs taux de capture des juvéniles que des adultes. Ils démontrent, comme lors des suivis réalisés par radiotracking au cours des premiers mois après les lâchers, que les individus semblent relativement sédentaires pour la plupart, et sont restés proches des zones de lâchers, confirmant l'importance du choix de ces sites lors des programmes de réintroduction de l'espèce. Seuls quelques individus adultes, provenant probablement de lâchers réalisés sur Hautecombe, ont exploré un peu le secteur jusqu'à Portout, les amenant à se déplacer sur quelques centaines de mètres à peine. L'ensemble des milieux aquatiques propices n'ayant pas été piégé, il reste évidemment possible que des individus aient quitté les sites de relâcher pour explorer le vaste territoire disponible.

5.2. Bilan démographique en 2020

5.2.1. Globalement :

Seulement 60 des 149 individus relâchés au nord du lac du Bourget ont pu être recapturés lors de cette étude. Ce chiffre ne correspond pas à un taux de survie, pour estimer statistiquement celui-ci, il aurait fallu partir d'une base de données complète répertoriant l'ensemble des individus relâchés et identifiés individuellement, dont nous ne disposons pas, et réaliser un suivi pluriannuel. Ce chiffre signifie qu'**au moins 40% des animaux relâchés ont survécu** ; Ceci peut sembler relativement peu, mais il faut garder à l'esprit que le site est étendu et relativement ouvert aussi bien côté lac que côté Rhône et côté marais. Il paraît donc difficile de tirer des conclusions précises, après une seule année de piégeage, d'autant plus que ces valeurs varient fortement en fonction des différentes cohortes et des secteurs de lâchers.

5.2.2. Chanaz :

Nous avons pu retrouver 86% des juvéniles (3 ans) relâchés en 2009, ce qui traduit une bonne acclimatation et survie des individus. Par contre nous n'avons pu recapturer sur le même secteur que 23% des juvéniles (entre 2 et 5 ans) relâchés en 2018, soit parce qu'ils se sont moins bien acclimatés et n'ont pas survécu, soit parce qu'ils se sont déplacés vers des secteurs que nous n'avons pas inventoriés, soit parce que nous ne les avons pas capturés lors de nos deux sessions de piégeage. Principales différences notables entre ces deux relâchés : la phase d'acclimatation en enclos pour les individus de 2009 et l'âge des individus au moment de la campagne de piégeage.

5.2.3. Sur la prairie de Hautecombe :

Nous avons obtenu les résultats inverses. Seulement 43% des sub-adultes relâchés en 2013 ont pu être recapturés en 2020, contre 75% des juvéniles relâchés en 2018. Ces chiffres sont certainement relativement proches de la réalité, car nous savons que 38% des individus de 2013 sont morts durant les premiers mois suivants leurs lâchers, et ce malgré la phase d'acclimatation. En réalité c'est 81% des individus de 2013 ayant survécu la première année qui ont pu être recapturés lors de



cette étude. Il reste donc des interrogations sur le devenir de seulement 19% des individus relâchés en 2013 et de 25% des individus relâchés en 2018. Donc à part la forte mortalité inexplicable des individus lâchés en 2013 dès les premières semaines, la prairie de Hautecombe semble le site le plus approprié pour la survie d'individus juvéniles (malgré la présence avérée de beaux brochets).

5.2.4. Sur Portout :

Les résultats sont globalement très mauvais, puisque seulement 8% des individus relâchés en 2018 ont pu être recapturés, ce qui est très faible sachant que l'ensemble des zones humides favorables connues du secteur ont pu être échantillonnées. Seul le lac n'a pas fait l'objet d'inventaires mais les chances de survie d'individus de quelques années qui se seraient aventurés dans les roselières du lac restent très minces, en raison notamment de la présence de nombreux prédateurs (brochet, silure). Un point positif cependant, ce secteur a visiblement réussi à attirer quelques individus adultes en provenance de la prairie de Hautecombe (juvéniles relâchés en 2013) au point de permettre une reproduction naturelle et la survie d'au moins un premier individu non issu des réintroductions.

5.3. Appréciation des modalités d'élevage et de relâcher

L'absence de base de données répertoriant l'ensemble des individus relâchés, avec leurs provenances, caractéristiques physiques et identifications, n'a pas permis d'approfondir les évaluations suivantes :

- le taux de survie en fonction de l'âge des relâchers et de la présence ou non de phase d'acclimatation : ceci aurait amené un éclairage intéressant pour préciser les stratégies à privilégier à l'avenir.
- Le taux de survie en fonction des provenances des animaux (différents centres d'élevage) : ceci aurait permis de comparer les établissements entre eux et, le cas échéant, de mettre en avant des modalités d'élevage plus favorables à privilégier.
- Le taux de croissance des individus en fonction des sites et des provenances : ceci aurait apporté un éclairage sur la qualité du milieu et/ou des individus.

Ces informations, pourtant cruciales pour évaluer le succès d'un tel programme faisant défaut, les conclusions de ce rapport ne pourront être que partielles.

Quoiqu'il en soit, ce programme de réintroduction nécessite des compléments d'informations pour répondre aux différents critères d'évaluation suggérés par Bertolero & Oro (2009). En effet, selon ces auteurs, le succès d'un programme de réintroduction se mesure selon cinq critères :

1 – La condition corporelle des individus, qui ne doit idéalement pas diminuer après le relâcher (critère de succès partiel).

2 – La croissance individuelle. Si un habitat est favorable et que les tortues se sont correctement acclimatées, une croissance normale peut être considérée comme un succès partiel.

3 – La reproduction (critère de succès partiel et d'établissement de la population). Le fait de trouver des émergents ne suffit pas à démontrer le succès d'un programme de réintroduction. Le critère de succès de reproduction réside dans une reproduction régulière avec des jeunes tortues qui complètent la population réintroduite chaque année.

4 – La survie (critère de succès partiel, d'établissement et de persistance de la population). Une population est considérée établie uniquement si le taux de survie et le taux de recrutement des tortues relâchées et de leurs descendants compensent les taux de mortalité et d'émigration. Après la période d'acclimatation, le taux de survie des individus relâchés doit être équivalent aux taux de survie des populations naturelles. Selon Keller (1997), un critère de succès est une survie apparente estimée au moins à 0,81 (valeur moyenne) ou à 0,78 (valeur inférieure de l'intervalle de confiance).



5 – Le taux de croissance de la population (critère de succès long terme et de persistance de la population). Un projet de réintroduction est réussi lorsqu’une population sauvage autonome est atteinte autrement dit lorsque le taux de croissance de la population est supérieur à 1.

Actuellement, avec les éléments détenus, nous ne pouvons pas évaluer le critère 1. Le critère 2 est validé. Les critères 3, 4 et 5 nécessitent plus de recul et donc des compléments d’étude.

Plus précisément concernant cette étude :

1 - La condition corporelle des individus n’a pas été évaluée lors des relâchés (qu’il aurait fallu évaluer par la capture au sein de la saison de réintroduction). Mais les individus ont été pour la plupart suivi par radiopistage et à part quelques animaux morts dans les semaines suivant le lâcher sans explication apparente, les autres individus semblent s’être bien acclimatés.

2- La croissance individuelle a bien été observée et même calculée sur les individus de 2018, elle est comparable à celles des populations naturelles.

3 – Une naissance a pu être identifiée sur le site, et même si elle n’est évidemment pas suffisante pour évaluer le succès de reproduction, elle constitue déjà un pas vers le succès. Ce critère devra être évalué dans quelques années lorsque les individus nés sur place des premiers individus relâchés seront assez âgés pour être capturables à leur tour (dans 5 à 10 ans).

4 – 5- Ces critères nécessitent une quinzaine ou vingtaine d’années de recul concernant la cistude d’Europe, et ne peuvent par conséquent pas encore être évalués.

6 Perspectives et recommandations

6.1 Reconduction des suivis

Le protocole de suivi, réalisé une seule année seulement dix ans après la première opération de réintroduction, permet de dresser un bilan préliminaire de l’état de la population de Cistudes dans le secteur nord du lac du Bourget, mais ne permet de dégager aucune conclusion sur la réussite globale du projet. Pour un état des lieux plus fiable, il faudrait à minima réitérer le suivi réalisé en 2020 une à deux années supplémentaires afin d’augmenter les chances de retrouver les individus des lâchers de 2018. En effet, cette étude nous a permis de récolter de bonnes informations sur les premiers relâchés, individus aujourd’hui adultes, puisque nous avons pu obtenir des informations pour 80% d’entre eux, tandis qu’à peine 30% des individus relâchés en 2018 n’ont pu être retrouvés, malgré un taux de capture estimé similaire. Ainsi, nous savons que les relâchés de 2009 ont permis l’établissement sur place d’au moins **24 individus adultes**, 16 mâles et 8 femelles (86% des 28 individus relâchés) et de **9 individus supplémentaires, issus des lâchers de 2013** : 5 mâles et 4 femelles. **L’incertitude portant encore sur 8 individus, on peut considérer aujourd’hui que le cheptel adulte présent sur le secteur nord du lac tourne autour des 35 individus** (comprenant plus de 60% de mâles).

Une étude, de l’ordre de celle réalisée en 2020, comprenant un minimum de deux sessions de capture (idéalement trois voire quatre), devrait être programmée sur le secteur nord du lac en 2023 ou 2024. Par un piégeage élargi, à la recherche d’individus ayant pu émigrer des sites d’introduction tout en poursuivant le suivi sur les sites piégés en 2020, elle devrait permettre d’acquérir plus d’informations sur les individus relâchés en 2018, qui seront devenus des subadultes (entre 7 et 11 ans) et qui devraient en principe être plus capturables. Cette étude supplémentaire permettra également d’évaluer la survie des cohortes d’individus précédentes (critère 4) et, peut-être, de mettre en évidence d’autres individus issus de reproduction naturelle (critère 3). En fonction des résultats de ces suivis, des préconisations pourront être émises concernant le besoin éventuel de réintroductions supplémentaires pour renforcer la population présente.



Dans ce cas, l'évaluation des taux de survie des individus des différentes cohortes permettra notamment des préconisations quant à l'âge optimal des cistudes à réintroduire et quant aux sites de relâchés à favoriser. Le critère 5, ne pourra quant à lui, être évalué que dans une dizaine ou une quinzaine d'années, lorsque les premières tortues nées sur site auront atteint à leur tour l'âge de maturité sexuelle.

6.2 Réintroductions complémentaires

Si les études complémentaires nous amènent à conclure un effectif établi trop faible (pour l'instant estimé à 64 individus, entre 61 et 92) et donc orientent les perspectives du projet vers la nécessité de lâchers supplémentaires, ou si des opportunités de relâchers d'individus supplémentaires encore présents dans le site d'acclimatation par exemple s'offrent en 2021 ou 2022, quelques recommandations peuvent toutefois d'ores et déjà être émises :

1 – le site de Portout ne semble pas approprié pour les réintroductions, les eaux y sont froides dans le canal et la végétation aquatique insuffisante dans la mare centrale pour permettre une bonne disponibilité de proies. Seule la mare proche de l'enclos de ponte à l'entrée du site, semble favorable à la cistude mais elle s'assèche trop régulièrement.

2- le site de Hautecombe semble approprié à des relâchers, puisque bon nombre de jeunes cistudes lâchées en direct en 2018 y ont survécu. Les habitats y sont propices, malgré la présence de prédateurs (oiseaux, brochets, ...).

3 – le site de Chanaz semble plus contrasté selon les lâchers puisque les individus de 2009 s'y sont bien adaptés alors que peu d'individus de 2018 ont été retrouvés sur le secteur. Peut-être privilégier sur ce site, des relâchers d'individus plus âgés.

4 – Tout individu relâché dans le milieu doit être individualisé, marqué, pesé, photographié et intégré à la base de données CMR du site.

Devant des résultats si contradictoires, bien que préliminaires, il paraît indispensable d'envisager, si d'autres réintroductions doivent être effectuées, une expérimentation fiable et robuste dédiée, afin de tester le succès d'introductions d'individus de différents âges, issues de différentes méthodes de lâchers (avec ou sans acclimatation) et de différents centres d'élevage. Ainsi, l'introduction de plusieurs classes d'âges d'individus pourraient être testée (jeunes cistudes de quelques années vs subadultes et, pourquoi pas, des émergents à condition qu'ils puissent être identifiés individuellement), acclimatés ou non, sur les sites de Hautecombe et Chanaz et pourquoi pas selon une réflexion à plus grande échelle sur plusieurs sites, en incluant les prochains projets de réintroduction régionaux. Ces manipulations qui devront être effectuées dans le respect des animaux (marquage approprié et délicat, enclos d'acclimatation protégé des prédateurs...), permettront par la suite d'émettre des recommandations, appuyées d'analyses statistiques, pour les prochains programmes de réintroductions de Cistude d'Europe. Une meilleure anticipation des protocoles de suivis des individus réintroduits en amont du projet aurait permis de conclure dès à présent sur ces questions d'optimisation, ce qui est aujourd'hui malheureusement impossible. La mise en place des futurs protocoles devra faire l'objet d'un accompagnement par un biostatisticien et le marquage/puçage réalisé avec une grande rigueur, tout comme le suivi biométrique des animaux et la tenue de la base de données individus en vue des CMR. Le guide de bonnes pratiques pour accompagner les projets de réintroduction, rédigé en 2020, dans le cadre de la mise en œuvre du PNA, détaille désormais l'ensemble des éléments à prendre en compte en amont des projets, afin de faciliter leur mise en œuvre.

7 Conclusion

Le suivi réalisé en 2020 a permis d'obtenir des informations concernant le programme de réintroduction de la Cistude d'Europe du nord du lac du Bourget et notamment de dégager certains facteurs limitant le succès de l'opération. A l'heure actuelle, 67% des individus issus des premiers relâchers (2009 et 2013) ont survécu et ont pu s'établir à proximité des sites de relâcher. Des études complémentaires doivent être mises en place d'ici quelques années afin d'établir de manière plus précise le taux de survie des cistudes lâchées en 2018 et ainsi documenter les résultats de ce programme sur la base de données fiables. D'ici là, d'éventuels renforcements supplémentaires en 2022 ou 2023 sont envisageables à condition qu'ils s'inscrivent dans un protocole et un marquage rigoureux.



Références bibliographiques

- BERTOLERO A., ORO D. 2009. Conservation diagnosis of reintroducing Mediterranean pond turtles: what is wrong? *Animal Conservation* 12, 581 – 591. doi:10.1111/j.1469-1795.2009.00284.x.
- BESNARD A., SALLES J.M. 2010. Suivi scientifique d'espèces animales. Aspects méthodologiques essentiels pour l'élaboration de protocoles de suivis. Note méthodologique à l'usage des gestionnaires de sites Natura 2000. Rapport DREAL PACA, pôle Natura 2000. 62 pages.
- BURNHAM K.P., ANDERSON D.R. 2002. Model selection and multi-model inference: a practical information-theoretic approach. New York: Springer. New-York.
- CARAZ A. 2002. Suivi de la réintroduction de la Cistude d'Europe au lac du Bourget et gestion de son site. Rapport de stage, Conservatoire des espaces naturels Savoie.
- CAREL D. 2001. Réintroduction de la Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*) au lac du Bourget : Suivi de la seconde phase. Rapport de stage, Conservatoire des espaces naturels Savoie, Université Claude Bernard, 75p.
- CHARLIGNY E. 2002. Suivi et valorisation d'une opération de conservation : exemple de la réintroduction de la Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*) au lac du Bourget. Rapport de stage, Conservatoire des espaces naturels de Savoie, 139p.
- COHAS A. 2000. Réintroduction de la Cistude d'Europe *Emys orbicularis*, au lac du Bourget : phase de suivi du premier lâcher expérimental. Rapport de stage, Conservatoire des espaces naturels de Savoie, Projet life, 104p.
- FRITZ U., CHIARI Y. 2013. Actions de conservation pour les tortues marines européennes - un résumé des efforts actuels dans différents pays européens. *Herpetological Notes*, 6, p. 105.
- GARIBOLDI A., ZUFFI M.A.L. 1994. Notes on the population reinforcement project for *Emys orbicularis* (LINNAEUS, 1758) in a natural park of northwestern Italy (Testudines: Emydidae). *Herpetozoa* 7: 83-89.
- GIRON S. 2009. Réintroduction de la cistude d'Europe (*Emys orbicularis orbicularis*) au nord du lac du Bourget sur la commune de Chanaz (73). Rapport Master 1, Conservatoire des espaces naturels de Savoie, 43P.
- KELLER C. 1997. Ecología de poblaciones de *Mauremys leprosa* y *Emys orbicularis* en el Parque Nacional de Doñana. Thesis Doctoral, Universidad de Sevilla.
- KENDALL W.L. 1999. Robustness of closed capture-recapture methods to violations of the closure assumption. *Ecology* 80:2517-2525.
- LECOMTE J., BIGAN M. & BARRE V. 1990. Réintroductions et renforcements de populations en France. Comptes-rendu du colloque de St Jean du Gard, 6-8 déc. 1988. *Revue d'Ecologie (La Terre et la Vie)*, suppl. 5, 1990.
- LONG G. 2013. Suivi d'une campagne de réintroduction de Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*). Rapport de Master 2, Conservatoire des espaces naturels, Université de Rennes 2, 51p.
- MAZEROLLE M., BAILEY L.L., KENDALL W.L., ROYLE J.A., CONVERSE S.J., NICHOLS J.D. 2007. Making great lepas forward: Accounting for detectability in herpetological field studies. *Journal of Herpetology* 41 (4): 672 - 689.



NICHOLS J.D., HINES J.E., POLLOCK K.H., HINZ R.L., LINK W.A. 1994. Estimating breeding proportions and testing hypotheses about costs of reproduction with capture-recapture data. *Ecology*, 75: 2052–2065.

OLIVIER A., BARBRAUD C., ROSECCHI E., GERMAIN C. & CHEYLAN M. 2010. Assessing spatial and temporal population dynamics of cryptic species: an example with the European pond turtle. *Ecological applications*, 20 (4): 993-1004.

OTIS D., BURNHAM K.P., WHITE G., ANDERSON D.R. 1978. Statistical Inference from Capture Data on Closed Animal Populations. *Wildlife Monographs* 62, 3-135.

OWEN-ONES Z., PRIOL P., THIENPONT S., CHEYLAN M., BESNARD A. 2015. The contrasting effects of short and long-term habitat drainage on the population dynamics of freshwater turtles in a human-dominated landscape. *Freshwater-Biology*, 61 (1), 121-132.

PRADEL R. 1996. Utilization of capture–mark–recapture for the study of recruitment and population growth rate. *Biometrics* 52: 703-709.

SCHWARZ C.J., ARNASON A.N. 1996. A general methodology for the analysis of open-model capture recapture experiments. *Biometrics* 52: 860-873.

SHF 2020. Plan National d'Actions en faveur de la Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*) 2020-2029. Société Herpétologique de France. Ministère de la Transition Écologique et Solidaire, 117p.

STANLEY T.R., BURNHAM K.P. 1999. A closure test for time-specific capture–recapture data. *Environmental and Ecological Statistics* 6:197–209.

STANLEY T.R., RICHARDS J.D. 2011. CloseTest. USGS Fort Collins Science Center.

TEULIERES-QUILLET J. 2018. Suivi d'une réintroduction de Cistudes d'Europe (*Emys orbicularis*) par radiopistage au nord du lac du Bourget (73). Rapport de stage de Master 2, Conservatoire des espaces naturels de Savoie, Université de Liège, 44p.

THIENPONT S. 2007. La Cistude d'Europe au lac du Bourget, suivi de population du 9 au 16 juillet 2007. Rapport pour le Conservatoire des espaces naturels de Savoie, 13p.

THIENPONT S., PRIOL P. 2016. Suivi 2016 de la population de cistude d'Europe du lac du Bourget (73). Rapport pour le Conservatoire des espaces naturels de Savoie, 18p.

THIENPONT S., BARTHE L., BEAU F., BERTHOMIEU L., HUBERT S., LERAT D., MARANT D., MIQUET A., PRIOL P., QUESADA R., RAZAFINDRALAY L., VERMEER J. 2020. « Réintroduction et renforcement de populations chez la Cistude d'Europe : Guide de bonnes pratiques ». Société Herpétologique de France. 44 p.

WHITE G.C., BURNHAM K.P. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46 Supplement: 120-138.

WILLIAMS B.K., NICHOLS J.D., CONROY M.J. 2002. Analysis and Management of Animal Populations. Academic Press, San Diego, USA.