



ISTOM
Ecole Supérieure d'Agro-Développement International

4, rue Joseph Lakanal, 49 000 ANGERS
Tél. : 02 53 61 84 60 istom@istom.fr



Mémoire de fin d'études

Caractérisation de *Hypostomus robinii* comme Espèce Exotique Envahissante des hydrosystèmes d'eau douce martiniquais



DUBREUIL, Thomas
Promotion 106

Stage effectué à Schoelcher, Martinique
du 11/02/20 au 27/11/20
au sein de l'Université de Poitiers, de la DEAL Martinique et de l'ODE Martinique

Maîtres de stage : GRANDJEAN, Frédéric, COURTY, Clarisse et ARQUE, Alexandre
Tuteur pédagogique : METAYER, Emmanuelle

Mémoire de fin d'études soutenu le 05/02/21

Résumé et mots clefs :

La Martinique, territoire français d'Outre-mer situé dans les Antilles, appartient à l'un des 36 points chauds de biodiversité. Cependant, cette richesse est menacée par l'introduction d'espèces exotiques envahissantes. Particulièrement apprécié par les aquariophiles, le Pléco¹ est un poisson d'eau douce récemment introduit sur l'île. Connu pour avoir des impacts négatifs sur les écosystèmes aquatiques et observé depuis 2018 en Martinique, des pêches électriques effectuées en 2019 ont mis en évidence des populations importantes dans le plus grand bassin versant de l'île. L'étude présentée dans ce rapport vise à définir le stade d'invasion de celui-ci dans son aire d'introduction qu'est la Martinique. Après séquençage du gène COI, l'espèce a été identifiée comme *Hypostomus robinii* (Valenciennes, 1840) mais d'autres espèces ont pu être introduites. Le protocole ADNe a permis de définir sa distribution et des pêches ont été effectuées pour estimer sa densité de population tout en améliorant les connaissances sur sa biologie et son écologie. Aussi, son impact sur les cycles biogéochimiques a été évalué. L'échantillonnage a été effectué sur 90 stations, démontrant que 12 rivières et 1 bassin sont envahis, ce qui représente 18 stations différentes dont 14 ont été confirmées par piégeage. Sa reproduction en milieu naturel a pu être vérifiée et des densités de population atteignant 5 individus/m² ont été estimées. Comme documenté dans la bibliographie, il a pu être confirmé qu'*H. robinii* a un impact majeur dans le cycle de l'azote et du phosphore. Finalement, il a pu être caractérisé en tant qu'espèce exotique envahissante et des mesures de gestion ont été formulées.

Mots clefs : ADNe, Espèce Exotique Envahissante, *Hypostomus robinii*, Martinique, points chauds de biodiversité

Abstract and key words:

Martinique, a French overseas territory in the West Indies, belongs to one of the 36 biodiversity hotspots. However, this wealth is threatened by the introduction of invasive alien species. Particularly appreciated by aquarists, the Pleco is a freshwater fish recently introduced to the island. Known to have negative impacts on aquatic ecosystems and observed since 2018 in Martinique, electric fishing carried out in 2019 has revealed significant populations in the island's largest watershed. The study presented in this report aims to define the stage of invasion of this species in its area of introduction, which is Martinique. After sequencing the COI gene, the species was identified as *Hypostomus robinii* (Valenciennes, 1840) but other species may have been introduced. The eDNA protocol made it possible to define its distribution and fisheries were carried out to estimate its population density while improving knowledge of its biology and ecology. Its impact on biogeochemical cycles was also assessed. Sampling was carried out on 90 stations, showing that 12 rivers and 1 basin are invaded, representing 18 different stations, 14 of which were confirmed by trapping. Its reproduction in the natural environment was verified and population densities of up to 5 individuals/m² were estimated. As documented in the bibliography, it was confirmed that *H. robinii* has a major impact on the nitrogen and phosphorus cycle. Finally, it could be characterised as an invasive alien species and management measures were formulated.

¹ Le Pléco est un nom vernaculaire utilisé pour désigner plusieurs espèces de la famille des Loricariidae.

Keywords: biodiversity hotspot, eDNA, *Hypostomus robinii*, Invasive Alien Species, Martinique

Resumen y palabra clave:

Martinica, un territorio francés de ultramar en las Indias Occidentales, pertenece a uno de los 36 puntos calientes de biodiversidad. Sin embargo, esta riqueza está amenazada por la introducción de especies exóticas invasoras. Particularmente apreciado por los acuaristas, el Pléco es un pez de agua dulce recientemente introducido en la isla. Se sabe que tiene efectos negativos en los ecosistemas acuáticos y se observa desde 2018 en Martinica, la electropesca llevada a cabo en 2019 ha revelado poblaciones importantes en la mayor cuenca hidrográfica de la isla. El estudio presentado en este informe tiene por objeto definir la etapa de invasión de esta especie en su zona de introducción, que es Martinica. Después de la secuenciación del gen COI, la especie fue identificada como *Hypostomus robinii* (Valenciennes, 1840), pero es posible que se hayan introducido otras especies. El protocolo eDNA permitió definir su distribución y se llevaron a cabo actividades de pesca para estimar su densidad de población, al tiempo que se mejoraban los conocimientos sobre su biología y ecología. También se evaluó su impacto en los ciclos biogeoquímicos. Se realizaron muestreos en 90 estaciones, que mostraron que 12 ríos y 1 cuenca están invadidos, lo que representa 18 estaciones diferentes, 14 de las cuales fueron confirmadas por trampas. Se verificó su reproducción en el medio natural y se estimaron densidades de población de hasta 5 individuos/m². Como se ha documentado en la bibliografía, se ha podido confirmar que *H. robinii* tiene un gran impacto en el ciclo del nitrógeno y el fósforo. Por último, podría caracterizarse como una especie exótica invasora y se formularon medidas de gestión.

Palabras clave: eDNA, especies exóticas invasoras, *Hypostomus robinii*, Martinica, punto caliente de biodiversidad

Table des matières

Résumé et mots clefs :.....	2
Abstract and key words:.....	2
Resumen y palabra clave:.....	3
Table des matières.....	4
Table des illustrations.....	6
Sigles et abréviations.....	8
Remerciements.....	9
Introduction.....	10
I. Contexte d'étude.....	11
A. Le contexte martiniquais.....	11
1. Présentation générale de la Martinique.....	11
2. Le réseau hydrographique martiniquais.....	12
B. La biodiversité.....	13
1. Définition et enjeux.....	13
2. Etat des lieux martiniquais.....	14
3. Espèces introduites en Martinique.....	15
C. Concept d'Espèce Exotique Envahissante.....	15
1. Définition.....	15
2. Caractéristiques des EEE et de leurs milieux d'introduction.....	16
3. Impacts.....	16
4. Gestion des EEE.....	17
D. Description d' <i>Hypostomus robinii</i>	18
1. Taxonomie.....	18
2. Description morphologique.....	19
3. Aire de répartition originelle et écologie.....	19
4. Cycle de vie.....	20
5. Impacts connus et probables.....	22
E. Demande.....	23
II. Méthodologie de l'étude.....	26
A. Méthode ADNe.....	26
1. Présentation de l'ADNe.....	26
2. Protocole d'échantillonnage.....	26
3. Extraction ADN à partir des filtres.....	27
4. Dosage Nanodrop®.....	27
5. PCR quantitative en temps réel.....	27
B. Captures de confirmation.....	30
1. Protocole de capture.....	30
2. Analyse des résultats.....	33
C. Capture-Marquage-Recapture.....	34
1. Présentation de la CMR.....	34

2.	Protocole de capture.....	34
3.	Analyse des résultats.....	36
D.	Impact du Pléco sur le cycle biogéochimique.....	36
1.	Les cycles biogéochimiques en hydrologie.....	36
2.	Quantification de la stœchiométrie écologique.....	37
3.	Analyse des résultats.....	38
III.	Résultats de l'étude.....	39
A.	Résultats de l'ADNe.....	39
B.	Dynamique des populations martiniquaises de Pléco.....	41
1.	Différentes espèces pêchées.....	41
2.	Structure de la population.....	41
3.	Sexe ratio.....	42
C.	Capture marquage recapture.....	43
D.	Impact du Pléco sur les cycles biogéochimiques.....	44
IV.	Discussion.....	48
V.	Conclusion.....	57
	Bibliographie.....	58
	Table des annexes.....	74
	Annexes.....	75

Table des illustrations

Table des figures :

Figure 1. Carte du hotspot de biodiversité des Iles des Caraïbes (Brown et al., 2019).....	11
Figure 2. Carte représentant les principaux bassins versants et masses d’eaux de la Martinique (Car’Act’Ter, 2009).....	12
Figure 3. Schéma théorique représentant la dynamique des espèces menant à des invasions biologiques, d’après UICN France (2015a).....	16
Figure 4. Arbre BEAST (Bayesian Evolutionary Analysis Sampling Trees) représentant les relations phylogénétiques entre les espèces du super groupe <i>H. robinii</i> (de Queiroz et al., 2019).....	18
Figure 5. Photographie d’un individu martiniquais d’ <i>Hypostomus robinii</i>	19
Figure 6. Carte représentant la distribution spatiale d’ <i>Hypostomus robinii</i> à Trinité et Tobago (Kenny, 1995)..	20
Figure 7. Photo de gonade femelle (à droite) et mâle (à gauche, indiquée par des flèches) de <i>Hypostomus robinii</i>	21
Figure 8. Organigramme simplifié de la DEAL Martinique (DEAL Martinique, 2018a).....	24
Figure 9. Exemple de courbes d’amplification obtenues par qPCR pour <i>H. robinii</i>	30
Figure 10. Nasse contenant des Plécos.....	32
Figure 11. Pose d’un PIT-Tag sur un juvénile.....	35
Figure 12. Carte de l’aire de distribution d’ <i>Hypostomus robinii</i> en fonction de deux méthodes de détection dans les hydrosystèmes martiniquais.....	39
Figure 13. Probabilité de détection d’ <i>H. robinii</i> par ADNe en fonction du volume filtré.....	40
Figure 14. Distribution des tailles (LT) en fonction du sexe pour <i>H. robinii</i> en Martinique.....	41
Figure 15. Relation longueur-masse générale pour <i>H. robinii</i> en Martinique.....	42
Figure 16. Répartition de l’IGS des femelles en fonction de leur longueur totale.....	43
Figure 17. Distribution des tailles (LT) pour la population d’ <i>H. robinii</i> échantillonnée à Brasserie Lorraine lors de la CMR.....	44
Figure 18. Relation longueur-masse générale pour la population d’ <i>H. robinii</i> échantillonnée à Brasserie Lorraine lors de la CMR.....	44
Figure 19. Taux d’excrétion en phosphore (P_2O_5) de différentes espèces dulcicoles de Martinique en fonction de leur masse.....	45
Figure 20. Taux d’excrétion en ammonium (NH_4^+) de différentes espèces dulcicoles de Martinique en fonction de leur masse.....	45
Figure 21. Ratio du taux d’excrétion N:P de différentes espèces dulcicoles de Martinique en fonction de leur masse.....	46
Figure 22. Taux d’excrétion en phosphore (P_2O_5) de différentes espèces dulcicoles de Martinique en fonction de leur concentration en phosphore.....	46
Figure 23. Comparaison de période de repos de reproduction (basé sur les valeurs basses de l’IGS) pour différentes espèces de Loricaridae en Amérique du Sud (Brésil) et Amérique du Nord (Etats-Unis et Mexique) avec la photopériode annuelle comme composante principale. A – Issu de De Fries et al. (2018), l’IGS moyen était inférieur à 2 sur cette période ; B – Issu de Cook-Hildreth et al. (2016), l’IGS moyen était inférieur à 2 sur cette période ; C – Issu de Rueda-Jasso et al. (2013), l’IGS moyen était inférieur à 0.8 sur cette période. La durée des jours a été déterminé sur timeanddate.com (29/09/20).....	50

Table des tableaux :

Tableau 1. Importance relative (couleur) et tendance actuelle (flèche) des cinq grandes causes de l’érosion de la biodiversité au sein des écosystèmes français (Puydarrieux et al., 2016).....	14
Tableau 2. Différents stages de développement ovarien chez les espèces du genre <i>Hypostomus</i> (Mazzoni et Caramaschi, 1997a).....	22
Tableau 3. Calendrier des activités liées à la CMR.....	36
Tableau 4. Valeurs observées et théoriques des probabilités des différentes covariables selon le modèle de Griffin et al. (2019).....	40
Tableau 5. Nombre de poisson et sexe ratio (%) en fonction de trois différentes classes de tailles (LT) pour <i>H. robinii</i> en Martinique.....	42
Tableau 6. Estimation des tailles de population par la méthode CMR.....	43
Tableau 7. Reminéralisation brute du phosphore et de l’ammonium d’ <i>H. robinii</i> à Brasserie Lorraine.....	47

Tableau 8. Exemple de sites à échantillonner pour la détection et le suivi des populations d'*H. robinii* (Rouge : BV de la Lézarde, Bleu foncé : BV du Galion, Orange : BV de la Roxelane, Bleu clair : BV de Rivière Pilote, Blanc : BV de Rivière Fond Placide, Vert : BV de Rivière Salée, Jaune : BV de la Capot, Gris clair : BV du Lorrain).....54

Sigles et abréviations

Sigles et acronymes	Abréviations
<p>ADN : Acide Désoxyribonucléique ADNe : ADN environnemental BEAST : <i>Bayesian Evolutionary Analysis Sampling Trees</i> (Analyse évolutionniste bayésienne par arbre d'échantillonnage) BV : Bassin Versant CMR : Capture-Marquage-Recapture CNRS : Centre National de la Recherche Scientifique COI : Cytochrome c Oxydase I(1) COM : Collectivité d'Outre-Mer CPUE : <i>Catch Per Unit Effort</i> (prises par unité d'effort) DEAL : Direction de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement DREAL : Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement DROM : Département et Région d'Outre-Mer EEE : Espèce Exotique Envahissante IGS : Indice Gonado-Somatique LOD : <i>Limit of Detection</i> (Limite de Détection) LOQ : <i>Limit of Quantification</i> (Limite de Quantification) LS : Longueur Standard LT : Longueur Totale MC : Masse Corporelle MIQE : <i>Minimum Information for Publication of Quantitative Real-Time PCR Experiments</i> (information minimale pour la publication d'expérimentations de qPCR) MG : Masse des Gonades ODE : Office De l'Eau pb : paire de base PCR : <i>Polymerase Chain Reaction</i> (réaction de polymérisation en chaîne) PIT : <i>Passive Integrated Transponder</i> (transpondeur passif intégré) qPCR : <i>quantitative Polymerase Chain Reaction</i> (PCR quantitative) RUP : Région Ultra Périphérique UE : Union Européenne UMR : Unité Mix de Recherche</p>	<p>% : pourcentage <i>et al.</i> : et collaborateurs <i>etc.</i> : Et cætera g : gramme h : heure <i>H.</i> : <i>Hypostomus</i> (genre) K : facteur de condition de Fulton K₁ : facteur de condition somatique ΔK : facteur de condition des gonades L : litre m : mètre m² : mètre carré m³ : mètre cube μl : microlitre μm : micromètre μM : micromolaire μmol : micromole mg : milligramme min : minute ml : millilitre mm : millimètre N : azote ng : nanogramme sec : seconde P : phosphore Pléco : nom vernaculaire désignant plusieurs espèces de Loricariidae</p>

Remerciements

Tout d'abord, je tenais à remercier Clarisse Courty, Alexandre Arqué et Frédéric Grandjean, mes maîtres de stage, de m'avoir fait confiance pour ce stage de fin d'études et de m'avoir accompagné durant celui-ci.

Merci également à Emmanuelle Métayer, ma tutrice pour son accompagnement pendant ce stage et de m'avoir fait me poser les bonnes questions. Merci aussi à Pierre-Cyril Renaud pour avoir répondu à mes questions quand j'en avais besoin.

Aussi, un immense merci à Thomas Baudry pour toute son aide pour ce stage, aussi bien à Poitiers qu'en Martinique, mais également en dehors !

Une pensée à Nils et Charlotte, mes coloc de Martinique, Ben et d'autres que je n'oublie pas, avec qui j'ai pu découvrir des endroits merveilleux pendant nos sorties et passer des soirées entières à jouer.

De manière générale, un merci au personnel de la DEAL Martinique ainsi qu'à l'Université de Poitiers pour leur accueil chaleureux pendant mon stage.

Je remercie également M. Thouard de l'IFREMER de Martinique de m'avoir accueilli dans ses locaux pour effectuer mes dissections et expérimentations ainsi que M. Renard du PNRM de m'avoir autorisé à effectuer des pêches dans l'enceinte du Parc.

Mes remerciements pour M. Armbruster de l'Université d'Auburn pour ses conseils sur l'identification sexuelle des Plécos.

Merci aussi aux Martiniquais pour leur accueil sur leur île si magnifique.

C'est sans oublier ma famille et mes amis pour leur soutien inconditionnel durant ces 5 années.

Une pensée toute particulière à mon Papa, qui est, je l'espère, fier de moi de là où il est.

Introduction

Bien qu'ils représentent seulement 0,8 % de la surface totale de la Terre, les écosystèmes d'eau douce contiennent 6 % des espèces décrites (Michelet, 2017). Cependant, la biodiversité dulcicole est menacée par l'introduction d'espèces exotiques envahissantes (EEE) et la perte d'habitat (Muralidharan, 2017). Une espèce exotique envahissante est décrite comme un taxon, introduit par l'Homme en dehors de son aire de répartition d'origine, qui s'établit et étend son aire de distribution (INPN, 2020). Dans ces environnements aquatiques, les causes d'introduction principales sont le commerce international, l'aquaculture ou l'aquariophilie (Strecker *et al.*, 2011, Molnar *et al.*, 2008). Les EEE ont des impacts négatifs comme la diffusion de pathogènes, la prédation ou la compétition avec la biodiversité locale (Remon *et al.*, 2016, Momot, 1995, Grandjean *et al.*, 2017). Ces effets sont décuplés sur les écosystèmes insulaires qui abritent des espèces sensibles dues à leur isolement géographique (Townes *et al.*, 2006). En Martinique, plusieurs espèces aquatiques envahissantes importées pour l'aquaculture ont été observées dans la nature comme *Oreochromis mossambicus* ou *Cherax quadricarinatus* (Lim *et al.*, 2002, Baudry *et al.*, sous presse). Il est indispensable d'effectuer une détection précoce de ces espèces afin de pouvoir gérer et contenir ces invasions (Ficetola *et al.*, 2008, Harper *et al.*, 2018).

Hypostomus robinii est originaire de Trinité et Tobago (Boeseman, 1960). Cette espèce appartient à la famille des Loricariidae, considérée comme la plus importante famille des poissons-chats (Ordre des Siluriformes). Les poissons de cette famille sont caractérisés par un corps recouvert de plaques osseuses, une bouche ventrale permettant l'adhésion au substrat et une paire de barbillons maxillaires (Nico *et al.*, 2009). En raison de leur popularité, ces espèces ont été introduites en dehors de leur aire de répartition d'origine (Torres-Pineda et Armbruster, 2020, Matamoros *et al.*, 2016). Ces introductions entraînent des impacts écologiques et économiques comme la compétition trophique ou des dégâts sur les équipements de pêche (Munandar, 2016, Pound *et al.*, 2011).

En Martinique, le Pléco a probablement été introduit par relâché, volontaire ou non, d'aquariophiles. Il a d'abord été observé en 2018 dans deux rivières lors d'une étude sur l'écrevisse envahissante *Cherax quadricarinatus* (Baudry *et al.*, sous presse). En 2019, d'autres stations ont été découvertes sur ces mêmes rivières lors de pêches annuelles effectuées par la Direction de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DEAL) et l'Office De l'Eau (ODE) de Martinique. Il peut atteindre de très fortes densités et constituer une menace pour la biodiversité dulcicole martiniquaise, notamment pour *Sicydium sp.*, avec lequel il partage probablement un bol alimentaire similaire (Capps et Flecker, 2013a, Coat *et al.*, 2009). Néanmoins, *Sicydium punctatum*, une des deux espèces du genre présentes en Martinique, coexiste avec *Hypostomus robinii* à Trinité-et-Tobago (Reis *et al.*, 2003).²

Par conséquent, cette étude vise à caractériser *Hypostomus robinii* en tant qu'EEE des hydrosystèmes martiniquais. Celle-ci s'inscrit dans une volonté d'approfondir les connaissances sur le Pléco par la DEAL et l'ODE de Martinique. L'Université de Poitiers a également participé à cette étude notamment sur la mise en place de la méthode ADNé. Dans cet objectif, la distribution précise de l'espèce, sa biologie, son écologie ainsi que ses impacts sur la biodiversité locale sont discutés dans la présente étude.

² Compte tenu des nouvelles publications sorties au cours de l'étude, l'identification du Pléco en tant qu'*Hypostomus robinii* a été tardive. Par conséquent, l'ensemble des informations disponibles pour Trinité-et-Tobago n'ont pas pu être approfondies.

I. Contexte d'étude

A. Le contexte martiniquais

1. Présentation générale de la Martinique

La Martinique est un département français depuis la loi de décentralisation du 19 mars 1946 mais également une région compte tenu de la loi n° 82-1171 du 31 décembre 1982 (IUCN, 2003). Cette situation est renforcée avec l'apparition de la dénomination « département et région d'outre-mer - DROM » à la suite de la réforme constitutionnelle de 2003 (IEDOM, 2020b). Bien que située en dehors du continent européen, elle jouit également du droit communautaire européen à travers son statut de « région ultrapériphérique - RUP » et appartient à l'Union Européenne (UE). Située dans les Caraïbes, elle regroupait, en 2017, 372 594 habitants répartis sur 34 communes. D'une superficie de 1 080 km², la plus grande île volcanique de l'archipel des Petites Antilles est l'un des 36 *hotspots* de la biodiversité mondiale (Critical Ecosystem Partnership Fund, 2016). Cette dénomination, mise en place par Myers *et al.* (2000), a pour but d'identifier les zones d'importance pour la conservation de la biodiversité.

Les principaux secteurs d'activités de la Martinique sont l'énergie notamment avec le raffinage de produits pétroliers, le tourisme, l'agriculture (banane, canne à sucre), le secteur secondaire (BTP – industrie) ainsi que le secteur tertiaire (Benhaddouche, 2019, IEDOM 2020b). Malgré une année 2020 qui s'annonce compliquée au vu de la crise sanitaire actuelle et des premiers effets économiques constatés, l'année 2019 a été performante pour la Martinique notamment dans le secteur tertiaire (Cornut *et al.*, 2020, IEDOM 2020a).

La Martinique fait partie des îles les plus à l'Est de l'arc antillais, avec Barbade, se situant au carrefour des trois plaques tectoniques locales : Nord-Américaine, Sud-Américaine et Caraïbes (Bourgade, 2019). Le climat de la Martinique est majoritairement de type tropical humide, avec deux saisons marquées : le « carême » sec et frais, de décembre à avril et « l'hivernage » de mai à novembre, plus chaud et pluvieux.

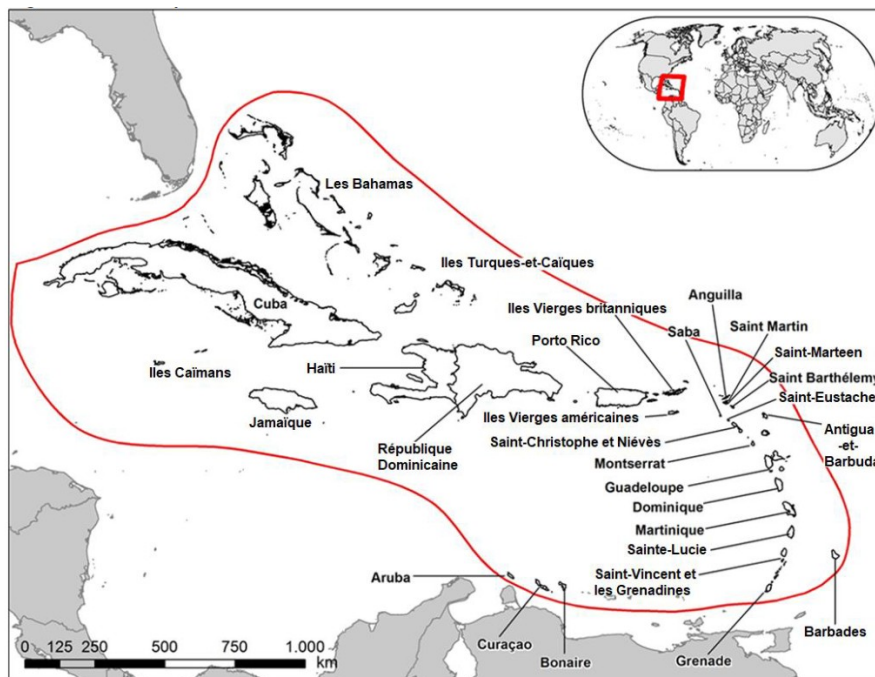


Figure 1. Carte du hotspot de biodiversité des îles des Caraïbes (Brown *et al.*, 2019)

2. Le réseau hydrographique martiniquais

En Martinique, on compte 43 ravines et 161 rivières. La ressource en eau est principalement répartie sur 7 bassins versants que sont la Lézarde, la Capot, le Lorrain, le Galion, la rivière Salée, la rivière Pilote et la Roxelane (L'eau dans le bassin Martinique, 2020). La majorité des rivières se situent au Nord, caractérisées par une faible longueur (33 km pour la plus longue) et par un régime à dominante torrentielle.

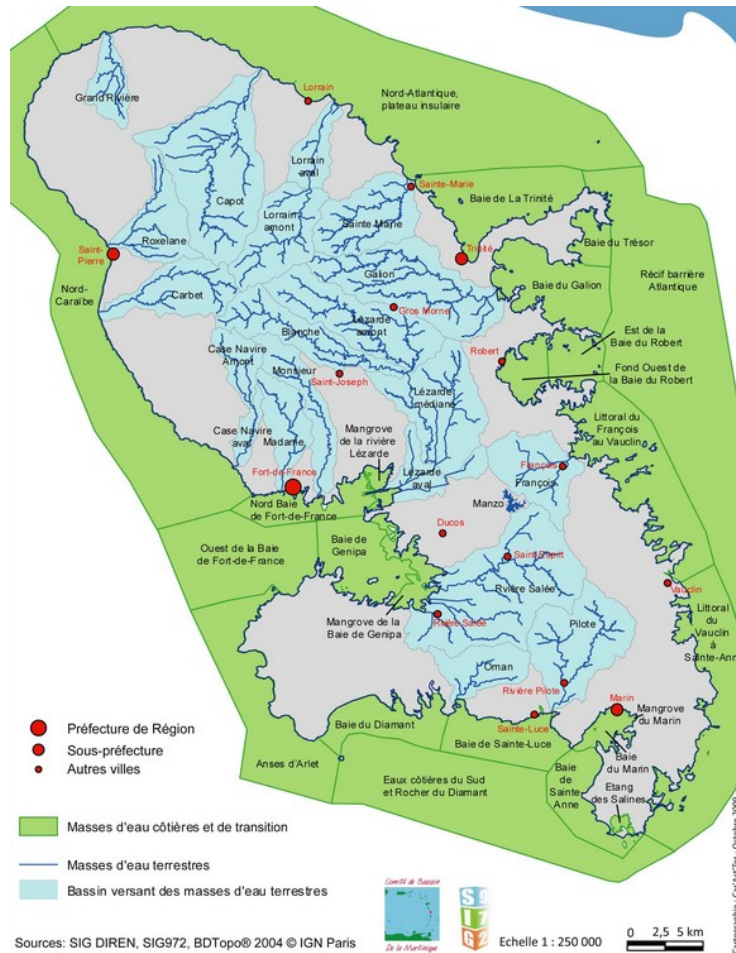


Figure 2. Carte représentant les principaux bassins versants et masses d’eaux de la Martinique (Car’Act’Ter, 2009)

Selon la DEAL Martinique (2012), la typologie des rivières se divise en deux catégories, les rivières du nord dites « de montagne » et celles du sud dites « de plaine et de mangrove ». Les rivières du nord se caractérisent par une taille importante et un régime hydrologique torrentiel dû à la présence de vallées encaissées comme la rivière du Galion. Au sud, les vallées y sont plus élargies avec des étiages rapides comparés au nord, ce qui s’explique par le climat, couplé à de faibles nappes souterraines et un sol argileux, la Rivière Salée en est un exemple.

Plus précisément, d’après Lim P. *et al.* (2002), il existe également une typologie des cours d’eau en fonction du faciès d’écoulement, de l’altitude et de la pente :

- Au-dessus de 600 m d’altitude, les tronçons situés à proximité des sources possèdent un écoulement de type torrentiel avec la présence de cascades et de vasques ainsi qu’une pente comprise entre 20 et 35 %.

- En dessous et jusqu'à 300 m d'altitude, les tronçons dits du cours supérieur possèdent des régimes d'écoulement variés et une largeur d'une dizaine de mètres.
- Les tronçons du cours moyen, situés entre 100 et 300 m d'altitude, peuvent atteindre 20 m de large avec une pente comprise entre 3 et 5 %. L'écoulement est plutôt composé de rapides et de radiers alternés à des plats.
- Ceux situés dans le cours inférieur, soit entre 10 et 100 m d'altitude, ont une pente très faible propice aux radiers, plats, avec une largeur pouvant dépasser les 20 m.
- Les ravines du cours inférieur, situées à faible altitude, sont caractérisées par des successions de type cascade/rapide.
- Enfin, les tronçons faiblement influencés par les marées, quasi exclusifs au centre et au sud de l'île, possèdent des écoulements du type chenal lentique, plat.

B. La biodiversité

1. Définition et enjeux

Selon le Ministère de la Transition Ecologique (2020), la biodiversité représente l'ensemble des êtres vivants, tout comme les milieux qui les abritent, ainsi que les relations existant entre chacun d'eux. Elle s'établit sur trois niveaux distincts :

- la diversité des milieux (forêts, océans ...)
- la diversité interspécifique
- la diversité intraspécifique ou diversité génétique.

Cependant, comme publié par l'IPBES en 2019, la biodiversité mondiale est fortement menacée avec, par exemple, un million d'espèces qui risquent de disparaître ou encore 100 millions d'hectares de forêts tropicales disparus entre 1980 et 2000. Le changement climatique, mis préférentiellement en avant dans les médias de vulgarisation, partage des interactions étroites avec la biodiversité, représentant les deux enjeux environnementaux majeurs à l'heure actuelle (Sainteny, 2019, Parrenin et Vargas, 2020). En effet, la biodiversité permet la fourniture de nombreux services écosystémiques, comme la pollinisation par les insectes, dont la valeur mondiale annuelle est estimée à 153 milliards de dollars. Elle est également à la base de nombreuses activités économiques, notamment dans les pays en voie de développement, où elle peut représenter jusqu'à 90 % du revenu (UNEP, 2011)

	Destruction et fragmentation des habitats	Pollutions	Surexploitation des ressources biologiques	Changement climatique	Espèces exotiques envahissantes
Écosystèmes forestiers – Métropole	→	↘	→	↗	↗
Écosystèmes forestiers – Outre-mer ³	→	→	→	↗	↗
Écosystèmes agricoles	↗	→	→	↗	↗
Écosystèmes urbains	↘	→	→	↗	→
Milieux humides	↗	↘	→	↗	↗
Milieux marins – Manche, Mer du Nord et Atlantique	↗	→	↘	↗	↗
Milieux marins – Méditerranée	↗	→	→	↗	↗
Milieux marins – Outre-mer	→	↗	→	↗	↗
Littoral	↗	→	→	↗	↗
Zones rocheuses et de haute montagne	→	→	→	↗	→

Tableau 1. Importance relative (couleur) et tendance actuelle (flèche) des cinq grandes causes de l'érosion de la biodiversité au sein des écosystèmes français (Puydarrieux et al., 2016)

A l'échelle des milieux aquatiques continentaux, ceux-ci représentent seulement 0,8 % de la superficie totale de la planète mais regroupent 6 % des espèces décrites (Michelet, 2017). En France métropolitaine, les principales pressions subies par ce type de milieu sont semblables à celles observées en milieu terrestre : dégradation des habitats, pollutions, espèces exotiques envahissantes, surexploitation et changement climatique. Comme mis en avant dans le tableau ci-dessus, les EEE sont une des principales causes de la perte de biodiversité. Pour les milieux aquatiques et la biodiversité, les EEE sont la seconde menace la plus importante après la dégradation et la fragmentation des habitats (Muralidharan, 2017).

2. Etat des lieux martiniquais

Compte tenu du caractère spécifique de sa biodiversité, la Martinique appartient au point chaud de biodiversité « Iles des Caraïbes », depuis 2002 selon Conservation International. De plus, ces îles sont considérées comme un des six *hottest hot spots* avec des taux élevés de pertes d'habitat (Shi *et al.*, 2005). La Martinique regroupe 22 espèces de reptiles terrestres et d'amphibiens, et 233 d'oiseaux, qu'elles soient exotiques ou indigènes (DEAL Martinique, 2020e, Dewynter, 2018). Pour les systèmes dulcicoles, on dénombre 22 espèces de poissons dont 2 endémiques, *Eleotris perniger*, endémique des Antilles, et *Anablepsoides cryptocallus*, endémique strict, 16 espèces de crustacés décapodes et 25 espèces de mollusques (Lim P. *et al.*, 2002, DEAL Martinique, 2020b, DEAL Martinique, 2020d).

D'un point de vue végétal, la Martinique compte 39 espèces endémiques strictes de l'île (DEAL Martinique, 2020c). Avec plus de 3000 espèces de plantes, cette richesse lui a valu le nom de « Madinina » ou île aux fleurs. Les plantes sont réparties suivant un gradient altitudinal avec des zones basses, où les précipitations annuelles sont de l'ordre de 1200 à 2000 mm, se caractérisent par une végétation xérophile avec ponctuellement des Cactaceae (IUCN, 2003). Entre 50 et 300 mètres, on trouve le domaine de la forêt mésophile, les différentes cultures ainsi que la plus grande partie de la zone urbanisée de l'île. La zone de

basse montagne, débutant à 300 mètres et se terminant à 600 mètres d'altitude, se caractérise par une forêt hygrophile à l'opposé de la forêt hygrophile de montagne et des savanes semi-arborées d'altitude des sommets supérieurs (de 600 à 1397 mètres) où la pluviométrie annuelle dépasse les 6 mètres.

3. Espèces introduites en Martinique

Les invasions biologiques ont été prises en compte plus tôt dans les îles que sur les territoires continentaux puisque les impacts sur les espèces autochtones y sont souvent désastreux (Joseph, 2006).

Selon la DEAL (2020a), une quarantaine d'espèces, soit 38 % de toutes les espèces de vertébrés terrestres (amphibiens compris), ont été introduites sur l'île. On observe une certaine hétérogénéité entre les groupes avec près de 80 % des amphibiens introduits (4 espèces) contre 30 % des oiseaux nicheurs (20 espèces).

Ces introductions ont eu lieu dès la colonisation de l'île par les Européens au cours du XVII^{ème} siècle, avec, par exemple, l'arrivée du rat noir et du rat surmulot. Ces introductions accidentelles ont été enrichies par des introductions volontaires pour limiter les précédentes comme avec la mangouste, sensée éradiquer les populations de rats. Certaines espèces ont également été introduites pour résoudre des problèmes sanitaires, comme *Poecilia vivipara*, poisson utilisé pour lutter contre les populations de moustique (Lim P. *et al.*, 2002). Ces dernières décennies, les espèces détenues pour le loisir puis relâchées (de manière accidentelle ou non) sont à l'origine de nombreux problèmes comme les mollusques de la famille des Thiaridae ou la Tortue de Floride.

En ce qui concerne les milieux dulcicoles, on peut noter l'introduction à des fins commerciales du Tilapia (*Oreochromis mossambicus*) ou de l'écrevisse bleue (*Cherax quadricarinatus*). Une introduction a échoué, celle du gourami (*Osphronemus gorami*), poisson importé d'Asie pour l'aquaculture au cours du XIX^{ème} siècle et présent pendant 30 ans en milieu naturel, mais dont l'acclimatation a échoué, entraînant alors sa disparition des cours d'eaux martiniquais (Lim P. *et al.*, 2002).

C. Concept d'Espèce Exotique Envahissante

1. Définition

Avant toute chose, il est important de bien définir la notion d'EEE car celle-ci comporte des définitions certes similaires mais comportant quelques nuances. En effet, il s'agit d'un taxon³, introduit par l'homme en dehors de son aire de répartition d'origine, qui s'établit et qui étend son aire de distribution (INPN, 2020). Selon les définitions décrites par l'UICN France (2015a), une espèce exotique envahissante est une espèce introduite par l'Homme en dehors de son aire de répartition naturelle (de manière accidentelle ou volontaire), son implantation et sa propagation menaçant les espèces autochtones et leurs milieux avec des conséquences écologiques et/ou économiques et/ou sanitaires négatives.

De plus, en dehors du concept d'EEE, il existe également des notions proches précédant la caractérisation d'une espèce en tant qu'invasive comme le montre la figure suivante.

3 Le taxon est une unité quelconque (genre, famille, espèce, sous-espèce, etc.) des classifications hiérarchiques des êtres vivants.

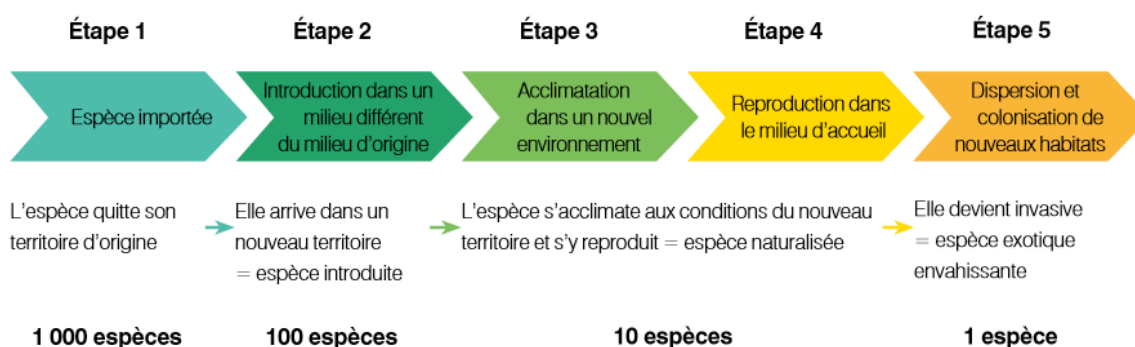


Figure 3. Schéma théorique représentant la dynamique des espèces menant à des invasions biologiques, d'après UICN France (2015a)

Selon l'IUCN France (2015a), une espèce est qualifiée d'introduite lorsqu'elle est introduite par l'Homme en dehors de son aire de répartition ou n'importe quelle partie de cette espèce capable de survivre et de se reproduire par la suite.

Une espèce naturalisée est une espèce dont les populations se reproduisent et se perpétuent de manière autonome sans coloniser de nouveaux habitats.

2. Caractéristiques des EEE et de leurs milieux d'introduction

Initialement, les déplacements d'espèces sur de nouvelles aires de répartition étaient un phénomène naturel mais dont le processus était très lent comparé à celui connu actuellement, catalysé par différentes activités anthropiques (Muralidharan, 2017). En effet, l'urbanisation et d'autres altérations de l'habitat facilitent l'introduction d'EEE. Les invasions biologiques sont loin d'être aléatoires mais dépendent de la biologie de l'espèce, des caractéristiques écologiques du milieu d'accueil ainsi que de la géographie de ce même milieu (Strayer, 2010). En milieu aquatique, les principales voies d'introduction de ces espèces sont le commerce international, l'aquaculture ou encore l'aquariophilie (Strecker *et al.*, 2011, Molnar *et al.*, 2008). La majorité des EEE, notamment en ce qui concerne les poissons, sont des espèces plutôt omnivores, évoluant à des niveaux trophiques bas permettant la réussite de leur établissement (Gido et Franssen, 2007).

Aussi, les EEE bien qu'étant une menace de poids pour la biodiversité, l'étude de celles-ci permet de mieux comprendre l'évolution des espèces, notamment au sein de petites populations initiales, ainsi que l'adaptation au milieu d'introduction (Allendorf et Lundquist, 2003).

3. Impacts

Comme démontré dans la section précédente, la définition d'une EEE prend en compte les caractéristiques de la population concernée : origine, taille et dynamique ainsi que son expansion géographique. Néanmoins, il est également question de conséquences sur son environnement, qu'elles soient directes ou indirectes.

Selon Van der Veer et Nentwig (2015), les impacts qui en découlent peuvent être séparés en deux catégories comme suit :

- les impacts environnementaux :
 - impacts sur les plantes et la végétation
 - impacts sur les animaux via la prédation

- impacts sur les plantes et les animaux via la compétition
 - la transmission de maladies et parasites à des espèces autochtones
 - les possibles hybridations et l'impact sur les écosystèmes
- les impacts économiques :
 - impacts sur la production végétale/animale/forestière
 - impacts sur les infrastructures humaines et administrations
 - impacts sur la société et sur la santé humaine.

Ce dernier point étant parfois dissocié des impacts économiques dans la littérature.

D'autres auteurs, comme Townsend (2003), ont effectué des typologies d'impacts d'EEE différentes en privilégiant l'échelle touchée par ceux-ci (individu, population, communauté et écosystème). Cela signifie que l'EEE concernée va avoir un impact ciblé, par exemple, le déplacement d'une population d'une espèce de poisson autochtone, ou à l'échelle de l'écosystème, une augmentation de la productivité primaire par les algues dues à une modification des cycles biogéochimiques.

4. Gestion des EEE

Selon l'UICN France (2010), afin d'atteindre une bonne gestion des EEE, le plan suivant doit être suivi :

- définition et mise en œuvre d'une stratégie
- convaincre les différents publics
- prévenir les introductions et la diffusion
- développer la détection précoce et la réaction rapide
- inventorier, suivre et surveiller
- hiérarchiser les priorités d'action
- limiter les impacts des espèces installées
- restaurer les habitats et les espèces indigènes
- renforcer la coopération régionale
- soutenir la recherche et développer les liens entre les chercheurs et gestionnaire de milieux

Pour la gestion des populations d'animaux envahissants, plusieurs techniques sont possibles (UICN France, 2015b) :

- le piégeage à l'aide de cages
- le piégeage à l'aide de nasses
- le tir
- la récolte des pontes
- la mise en assec

Afin d'éviter tout conflit et faire adhérer le grand public à la lutte contre les EEE, la composante sociétale est importante à prendre en compte, certaines espèces possédant un intérêt commercial particulier, des intérêts moraux ou esthétiques, à l'image du capital sympathie d'*Iguana iguana* en Martinique (Estévez *et al.*, 2015).

D. Description d'*Hypostomus robinii*

1. Taxonomie

Avec une répartition quasi-intégrale au sein des régions Néotropicales⁴, d'Amérique centrale à l'Amérique du Sud en passant par certaines îles des Caraïbes, la famille des Loricariidae est considérée comme la plus grande famille de poissons-chats (Siluriformes) et une des plus importantes familles de l'ensemble des poissons (Brandão *et al.*, 2018, Armbruster, 2004).

Au sein de cette famille, on dénombre cinq sous-familles : Hypoptopomatinae, Loricariinae, Hypostominae, Ancistrinae et Neoplecostominae (Isbrücker, 1980). Cela représente plus de 1100 espèces (Eschmeyer et Fong, 2017), avec notamment 219 espèces représentées au sein du genre *Hypostomus* (Lacépède, 1803) (sous-famille Hypostominae) et plus de 2 espèces décrites au sein de ce genre chaque année (Mezzomo *et al.*, 2020, de Queiroz *et al.*, 2019). Les poissons du genre *Hypostomus* montrent une grande diversité à cause d'une part, d'une spéciation inter-bassin, entre le bassin Amazonien et le bassin de la rivière Parana, et d'autre part, d'une spéciation intra-bassin, due à la montée des océans, il y a 7,45 millions d'années, au sein du bassin de la rivière Parana (Cardoso *et al.*, 2012). De plus, cela se traduit sur le plan génétique par une grande hétérogénéité avec $2n = 36$ chromosomes pour *Loricaria latirostis* contre $2n = 96$ chromosomes pour *Hemipsilichthys gobioi* (Brandão *et al.*, 2018).

Hypostomus robinii, cité pour la 1^{ère} fois par Boeseman (1960), est une espèce appartenant au groupe génétique homonyme avec *H. rhantos* et *H. holostictus* (voir figure ci-dessous, *H. robinii* est surligné en bleu) (de Queiroz *et al.*, 2019). Son statut de conservation est « Non Evalué » selon l'IUCN. D'ordinaire en ichtyologie, il est commun d'utiliser un seuil de 2 % de différence entre les barcodes du gène COI de deux espèces, seulement il est apparu que ce seuil se situait en moyenne à $1,3 \pm 1,2$ % entre des espèces morphologiquement sœurs ce qui vient conforter l'idée de la grande sous-estimation du nombre d'espèces au sein du genre *Hypostomus* (de Queiroz *et al.*, 2019).

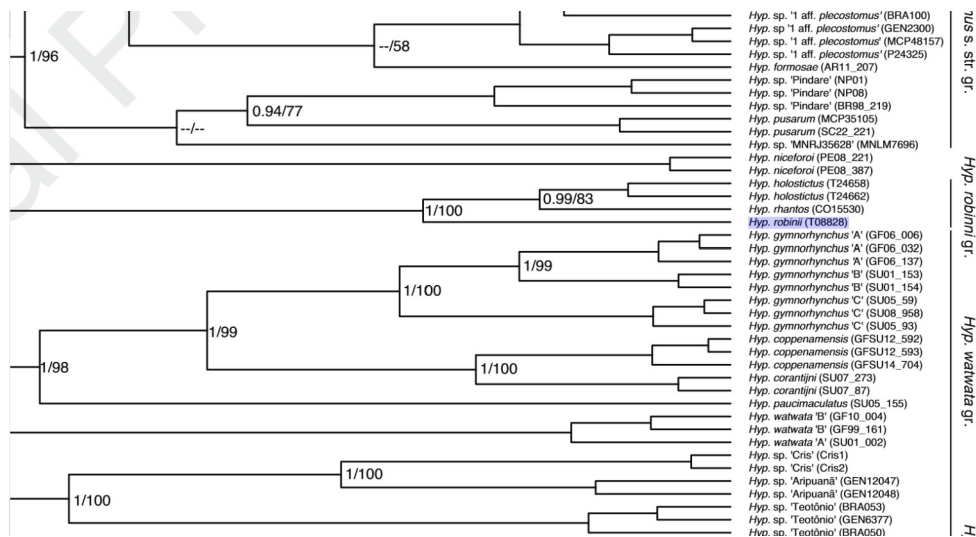


Figure 4. Arbre BEAST (Bayesian Evolutionary Analysis Sampling Trees) représentant les relations phylogénétiques entre les espèces du super groupe *H. robinii* (de Queiroz *et al.*, 2019)

2. Description morphologique

⁴ Les Néotropiques regroupent l'Amérique du Sud, l'Amérique centrale, les Caraïbes, la partie sud du Mexique et la pointe sud de la Floride.

Les Loricariidae sont caractérisés par une paire de barbillons maxillaires, un corps recouvert par de larges plaques osseuses et une bouche ventrale permettant l'adhésion et la succion au substrat (Nico *et al.*, 2009). Ces deux derniers traits morphologiques lui auraient permis de s'acclimater à des environnements lotiques et benthiques et rendus possible la remontée de pente verticale (Nico et Martin, 2001, Carvajal-Quintero *et al.*, 2015). Par conséquent, il s'est parfaitement adapté à l'aquariophilie et est utilisé pour limiter la prolifération des algues. Certaines espèces ont également la capacité de respirer de l'air par l'intestin en cas d'hypoxie (Nelson *et al.*, 2016, Graham et Baird, 1982).



Figure 5. Photographie d'un individu martiniquais d'*Hypostomus robinii*

H. robinii dépasse les 15 cm à l'âge adulte et peut même atteindre 30 cm (Weber, 2003, Deacon, 2015). *Hypostomus rhantos*, une espèce sœur, a une longueur standard (LS) moyenne de $115,7 \pm 40,5$ mm, comprise entre 52,0 et 195,8 mm (Armbruster *et al.*, 2007). La croissance est rapide, avec une taille pouvant atteindre les 35 cm en moins de 2 ans (Hoover *et al.*, 2004).

Cette espèce est généralement jaune-brune, parfois plus sombre, avec l'abdomen pâle comprenant des points noirs (Deacon, 2015).

3. Aire de répartition originelle et écologie

La famille des Loricariidae se trouve aussi bien au niveau de la mer qu'à des altitudes atteignant parfois les 3000 m (Nico *et al.*, 2009). Les poissons du genre *Hypostomus*, occupent le fond d'une grande diversité d'hydrosystèmes dulcicoles : cascades, estuaires saumâtres, petits ruisseaux de montagne, canaux de rivière ou encore lacs de plaines inondables (Mezzomo, 2020).

Endémique de Trinité et Tobago, *Hypostomus robinii* occupe principalement des rivières aux eaux claires avec un fort courant (Kenny, 1995). D'après Froese et Pauly (2018), il serait également capable de supporter des eaux saumâtres, bien que les autorités environnementales locales ne mentionne pas cette capacité (Weekes, 2016). Bien qu'aucune introduction en

dehors de son aire de distribution d'origine n'ai été reportée, cette espèce est quand même connue pour être utilisée en aquariophilie.

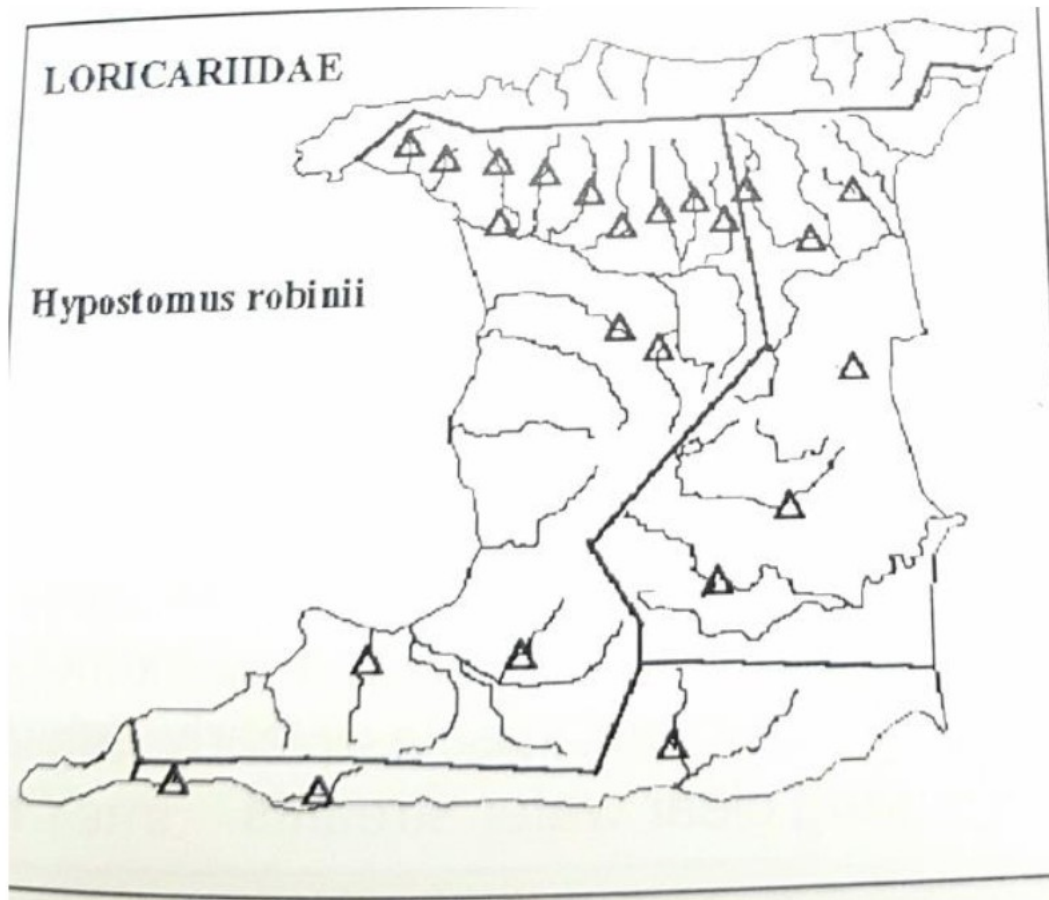


Figure 6. Carte représentant la distribution spatiale d'*Hypostomus robinii* à Trinité et Tobago (Kenny, 1995)

4. Cycle de vie
 - a. Alimentation

Les Loricariidae est une des familles les plus spécialisées au sein des Siluriformes ce qui lui permet d'avoir un régime alimentaire plutôt diversifié bien que la plupart des espèces ne soient qu'alguivores ou détritivores (Delariva et Agostinho, 2001, Lujan *et al.*, 2011, Manna *et al.*, 2020). Néanmoins, certaines espèces ont des tendances xylophages avec des différences morphologiques notamment un intestin 35 % plus long (German, 2009).

Pour Pound *et al.* (2011), *Hypostomus plecostomus* est omnivore et se nourrit principalement de déchets amorphes (87 %), qui sont des déchets animaux et végétaux, consommés sous cette forme et non par prédation. Pour sept espèces différentes d'*Hypostomus*, les débris représentent la part la plus importante du bol alimentaire avec de fortes proportions de diatomées et de fragments d'algues et très peu d'invertébrés (Villares-Junior *et al.*, 2016, Abilhoa *et al.*, 2016). Quant à *Hypostomus robinii*, il se nourrit principalement de périphyton⁵ (Kenny, 1995).

⁵ Le périphyton est un mélange complexe composé en majorité d'algues, de champignons et de cyanobactéries.

b. Reproduction

Le dimorphisme sexuel est difficile à observer chez les Loricariidae, avec certaines espèces possédant des caractéristiques morphologiques différentes suivant le sexe (Zawadzki *et al.*, 2020), d'autres une taille différente (Sales *et al.*, 2016, Gubiani *et al.*, 2009) ou tout simplement aucune différence intersexe (Tencatt *et al.*, 2014, Zawadzki *et al.*, 2019).

Dans cette famille, les gonades sont disposées par paire, aplaties longitudinalement et situées dans la partie dorso-postérieure (Duarte *et al.*, 2007). De manière générale, les testicules sont filiformes alors que les ovaires sont cylindriques/sacciformes. Pour les deux sexes, les gonades se rejoignent dans la région caudale afin de former un canal commun s'ouvrant au niveau des papilles urogénitales (Antoniutti *et al.*, 1985).

Pour les femelles, on peut observer macroscopiquement cinq stades de développement ovarien comme dans le tableau suivant, issu de la description faite par Mazzoni et Caramaschi (1997a).

En ce qui concerne les mâles, les testicules sont de couleur blanche pendant la maturation et deviennent rouges/noires lors de la période de reproduction (Duarte *et al.*, 2007). Celles-ci pèsent entre 0,2 et 0,5 g en fonction du degré de maturation.

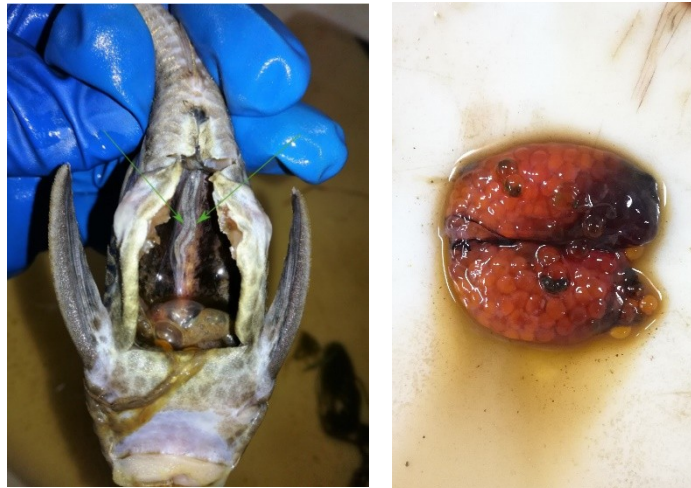


Figure 7. Photo de gonade femelle (à droite) et mâle (à gauche, indiquée par des flèches) de *Hypostomus robinii*

Stage de développement ovarien	Description externe
I – Immature	Ovaires réduits (< 0,01 g), fins et transparents
II – Mature I	Ovaires occupant moins de 15 % de la cavité abdominale, de couleur crème avec une légère granulation
III - Mature II	Ovaires occupant jusqu'à 50 % de la cavité abdominale, de couleur jaune et avec une légère vascularisation. Les oocytes jaune clair sont visibles à l'œil nu.
IV – Période de reproduction	Ovaires occupant jusqu'à 85 % de la cavité abdominale, de couleur orange avec une forte vascularisation et de larges oocytes jaunes.
V - Post-reproduction	Ovaires occupant entre 20 et 40 % de la cavité abdominale, flasques et peu vascularisés.

Tableau 2. Différents stages de développement ovarien chez les espèces du genre *Hypostomus* (Mazzoni et Caramaschi, 1997a)

Durant la période de reproduction, les *Hypostomus* ont tendance à se rapprocher de la berge afin, d'une part, de pouvoir creuser des terriers pour la nidification, mais également pour pouvoir offrir à leurs jeunes de meilleures opportunités en matière d'alimentation (Mazzoni et Caramaschi, 1995). La période de reproduction serait liée à la photopériode et dans une moindre mesure à la température de l'eau et le débit de la rivière (Cook-Hildreth *et al.*, 2016, Rueda-Jasso *et al.*, 2013, De Fries *et al.*, 2018).

Pour *H. robinii*, la femelle relâche ses œufs (entre 20 et 200) sur une surface solide située dans le lit de la rivière (Deacon, 2015). Le mâle fertilise alors les œufs, puis les protège et veille à leur bonne oxygénation. L'éclosion a lieu environ 7 à 10 jours après la fertilisation.

c. Mœurs et prédation

Les Loricariidae ont une longévité assez importante pouvant varier de 8 à 15 ans et plus (Secutti et Trajano, 2009, Dei Tos *et al.*, 2010).

Ils ont un tempérament plutôt nocturne, notamment les juvéniles pour échapper aux prédateurs, avec un pic d'activité entre 18h et 6h (Celestino *et al.*, 2017, Nico, 2010). Néanmoins, *H. robinii* semble être actif aussi bien de jour que de nuit (Kenny, 1995).

Ce sont des poissons territoriaux et plutôt sédentaires compte tenu du soin parental apporté lors de la nidification, notamment par les mâles (Gross et Sargent, 1985, Hoover, 2004, Mazzoni et Caramaschi, 1997b). Néanmoins, comme pour l'ensemble des poissons, il existe des comportements inter et intraspécifiques et les individus dit « mobiles » ont tendance à remonter le courant, à raison de 150 m par an (Rodríguez, 2002, Mazzoni *et al.*, 2015, Mazzoni *et al.*, 2018).

Ils possèdent très peu de prédateurs, néanmoins, il a été observé des cas de prédation par certains reptiles (tortues, varans, crocodiles, serpents ...), oiseaux ainsi que d'autres poissons carnivores (Karunarathna *et al.*, 2008, Nico, 2010). Dans son environnement naturel, *H. robinii* serait prédaté par *Hoplias malabaricus*, un poisson de la famille des Characiformes (Deacon, 2015).

5. Impacts connus et probables

Dû à leur utilisation en aquariophilie pour contrôler le développement algal, les poissons de cette famille ont largement été introduits, de manière volontaire ou accidentelle, hors de leur milieu naturel (Matamoros *et al.*, 2016).

Au sein de la littérature sur les impacts connus du Pléco, ceux-ci sont généralement listés en distinguant les impacts socio-économiques, des impacts environnementaux (biologiques et physico-chimiques).

Pour les impacts socio-économiques, on trouve essentiellement des conséquences économiques sur la pisciculture ou la pêche (dégradation du matériel, blessures avec les épines dorsales ...) ainsi que des problèmes sanitaires comme la bioaccumulation de métaux lourds ou de bactéries coliformes (Matamoros *et al.*, 2016, Orfinger et Gooding, 2018, Bussolaro *et al.*, 2012).

En ce qui concerne les aspects environnementaux, on peut en citer un nombre non négligeable :

- compétition ou modification de la chaîne trophique (Pound *et al.*, 2011, Hoover, 2004, Hoover *et al.*, 2014, Orfinger et Gooding, 2018)
- érosion des berges lors de la nidification (Pound *et al.*, 2011, Nico *et al.*, 2009, Hoover, 2004, Hoover *et al.*, 2014, Orfinger et Gooding, 2018)
- impact sur les espèces autochtones (Pound *et al.*, 2011, Hoover, 2004, Orfinger et Gooding, 2018)
- modification des flux trophiques et d'énergie (Pound *et al.*, 2011, Hoover *et al.*, 2014, Orfinger et Gooding, 2018)
- changement de la flore dulcicole (Hoover, 2004, Hoover *et al.*, 2014)
- augmentation de la turbidité (Orfinger et Gooding, 2018)
- introduction de parasites allochtones (Orfinger et Gooding, 2018).

Par exemple pour *H. robinii*, on peut citer *Trinigyryrus hypostomatis* et *Unilatus unilatus* qui sont des parasites intestinaux uniquement détectés dans des individus sauvages à Trinité-et-Tobago (Hanek *et al.*, 1974, Mizelle et Kritsky, 1967). Aussi, certaines bactéries pathogènes comme *Salmonella sp.* ainsi que des sangsues, nématodes et d'autres arthropodes ont été retrouvés sur certains poissons (Mohammed, 2011).

E. Demande

Les Offices de l'eau, équivalent ultramarin des Agences de l'eau, sont des organismes publics dont le rôle est l'amélioration et le suivi de la qualité des milieux aquatiques qu'ils soient continentaux ou bien marins. Ils existent en Outre-mer depuis 2000 et la loi d'Orientation sur l'Outre-mer, pour la Martinique, sa création date de 2002. L'ODE est régit par la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques, transposition de la Directive Cadre Européenne dans le droit français. Plus précisément leurs missions s'articulent autour de cinq thématiques : l'information et la sensibilisation, le développement de la connaissance, la coopération régionale et internationale, la subvention de projets, et l'appui et le conseil technique. L'ODE de Martinique se compose de trois pôles, autres que la direction générale, à savoir, un pôle communication, un pôle financier et ressources ainsi qu'un pôle technique. De plus, l'Observatoire de l'Eau, chargé de l'information sur l'eau en Martinique, est également rattaché à l'ODE.

La DEAL, dénommée DREAL en France métropolitaine, est un service déconcentré de l'État sous tutelle du Ministère de la Transition Ecologique. Leur organisation ainsi que leurs missions sont définies par le décret n° 2009-235 du 27 février 2009. Elle est notamment chargée de la mise en œuvre des politiques publiques du précédent ministère cité, de promouvoir l'implication des citoyens dans les projets du ministère, veiller à l'éducation et la sensibilisation de ceux-ci aux objectifs du développement durable et intégrer ces derniers dans les politiques publiques (DEAL Martinique, 2018b). Les principales thématiques abordées sont les logements sociaux, le paysage, le transport, les risques, la biodiversité, l'aménagement durable ainsi que la politique de l'eau et la veille hydrologique des rivières.

Le Service Paysages Eau Biodiversité, est l'un des six services de la DEAL Martinique en charge des missions précédemment citées. Celui-ci travaille sur la gestion du littoral, les espaces naturels, les paysages, la biodiversité terrestre, marine, dulcicole, l'eau et les milieux aquatiques ainsi que les politiques relatives à l'eau et la nature. La Police de l'Eau est également rattachée à ce service. Celui-ci comporte quatre pôles : le pôle Biodiversité Nature et Paysages, l'Unité Littorale, le pôle Eaux et Milieux Aquatiques et le pôle Police de l'Eau. Le pôle Biodiversité Nature et Paysages travaille notamment sur la trame verte et bleue afin de favoriser la continuité écologique, pour des installations hydrauliques par exemple, mais aussi sur les EEE avec l'élaboration d'actions de lutte, sur la mise en place de Plans Nationaux d'Actions avec la protection de l'iguane des Petites Antilles, *Iguana delicatissima*, et plus généralement sur la biodiversité et l'ensemble des espaces naturels pouvant bénéficier d'outils de protections réglementaires.

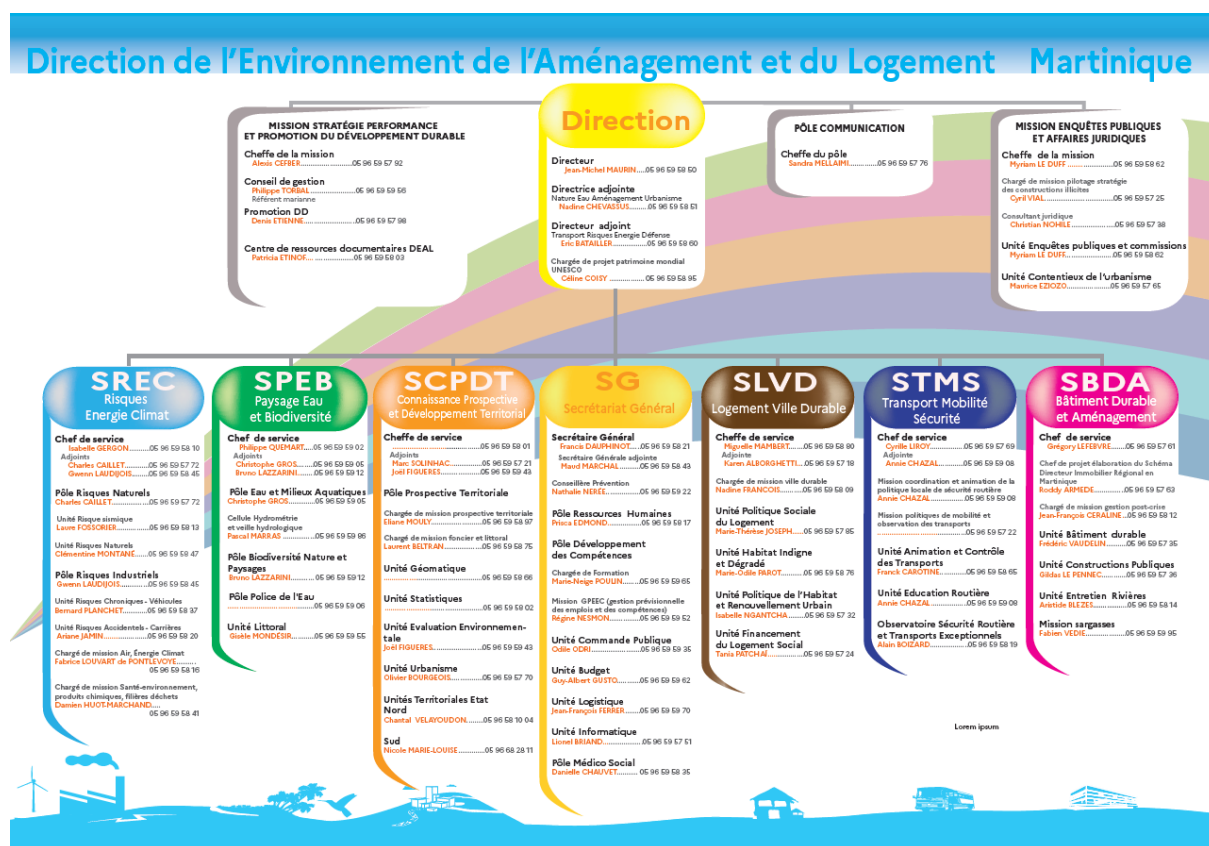


Figure 8. Organigramme simplifié de la DEAL Martinique (DEAL Martinique, 2018a)

À la suite de sa première observation en Martinique en 2018, le Pléco a été pêché en quantité importante en 2019 lors d'une opération de pêche électrique. Compte tenu du cadre d'action sur les EEE en vigueur depuis 2014 dans l'UE, le contrôle, la gestion, la lutte ainsi que les listes associées d'EEE ont été formalisés. Néanmoins, à l'échelle du territoire français, la notion d'EEE est apparue en 2016 avec la Loi pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages (NOR: DEVL1400720L).

Le Code de l'Environnement définit deux niveaux d'interdiction. Le niveau 1 qui interdit l'introduction en milieu naturel de l'espèce concernée et le niveau 2 qui interdit, en plus de l'introduction, l'ensemble des activités annexes possibles : détention, commercialisation, transport, *etc.* Concernant les espèces prises en compte pour le niveau 1, compte tenu des différences biogéographiques des territoires et des forts enjeux de biodiversité, les RUP ont dû fournir des listes spécifiques différentes de celles élaborées par l'UE. Dans les DROM-COM, une liste négative est rédigée, comprenant l'ensemble des espèces autochtones et interdisant donc l'introduction dans le milieu naturel de l'ensemble des espèces allochtones ne figurant pas dans cette liste. Néanmoins, cette liste a des limites, car elle ne prend pas en compte les espèces exotiques non envahissantes. En Martinique, les deux arrêtés ministériels de niveau 1 relatifs à la faune et à la flore sont parus en 2018 (arrêtés du 8 février 2018). Concernant le niveau 2, les listes des RUP comprennent un plus grand nombre de taxons que les listes UE en raison de la richesse des territoires et de la menace plus forte que font peser les EEE sur la biodiversité locale. En Martinique, deux arrêtés ministériels de niveau 2 relatifs à la faune et à la flore listent les espèces exotiques envahissantes dont l'introduction est interdite sur tout le territoire et dont certains usages sont interdits. Pour la faune, il s'agit de l'arrêté du 7 juillet 2020 paru le 19 septembre 2020, sur lequel figure la famille des Loricariidae.

Dans ce contexte, le Pléco s'inscrit donc en tant qu'espèce allochtone à fort potentiel invasif. L'objectif du présent stage est de définir sa répartition en Martinique, d'améliorer la connaissance sur l'écologie de l'espèce, définir ses impacts et déterminer les mesures de gestion et de lutte à mettre en place afin de limiter son expansion.

II. Méthodologie de l'étude

A. Méthode ADN_e

1. Présentation de l'ADN_e

Les techniques actuelles d'inventaires permettent difficilement d'avoir une représentation précise des populations en milieu aquatique (Miaud *et al.*, 2012). En effet, les méthodes de capture traditionnelles nécessitent un important effort d'échantillonnage, sont chronophages et écologiquement invasives, tout en sous-estimant la distribution des espèces, d'autant plus si les densités de population sont faibles (Hänfling *et al.*, 2016, Robinson *et al.*, 2018, Manfrin *et al.*, 2019). On peut néanmoins identifier les différentes espèces présentes par analyse ADN en récoltant des « restes » : urine, fèces ou des débris végétaux (Valentini *et al.*, 2009).

L'ADN peut également être conservé sous une forme extracellulaire, appelée ADN « environnemental » ou ADN_e. Il s'agit de fragments d'ADN présents dans l'eau et pouvant aussi être stockés dans les sédiments. Les méthodes basées sur l'ADN_e permettent un dérangement réduit des espèces et un meilleur rapport efficacité/prix pour le suivi de celles-ci (Troth *et al.*, 2020). Cette technique a été utilisée pour la première fois en 2009 (Valentini *et al.*, 2009) pour caractériser l'aire de distribution de la grenouille taureau, espèce invasive dans le Sud-Ouest de la France.

2. Protocole d'échantillonnage

Cette campagne de prélèvement a été effectuée par Thomas Baudry, doctorant en Biologie Ecologie Evolution, au sein de l'Université de Poitiers (cofinancement DEAL-ODE Martinique), entre le 1^{er} septembre 2019 et le 15 décembre 2019. Son sujet d'étude porte sur l'EEE *Cherax quadricarinatus*.

L'échantillonnage a été voulu le plus exhaustif que possible : un total de 90 stations, réparties sur 60 cours d'eau au sein des 70 rivières principales de Martinique, a été étudié.

Compte tenu de la sensibilité de l'ADN à la dégradation, il était nécessaire de minimiser le temps entre l'échantillonnage et la filtration de l'eau (Majaneva *et al.*, 2018). La filtration est effectuée sur site à l'aide d'une pompe manuelle vacuum (Nalgene™ Repairable Hand-Operated PVC Vacuum Pumps with Gauge) et une unité de filtration (Nalgene™) (Goldberg et Strickler, 2017). Pour la filtration, des filtres en Nitrocellulose (Sartorius 47 mm de diamètre et 0,45 µm de taille pour les pores) ont été utilisés.

L'eau du cours d'eau était prélevée avec une bouteille plastique désinfectée et des gants, au milieu de la colonne d'eau, tout du long du transect d'un bord à l'autre. L'eau prélevée était directement déposée dans l'unité et la pompe actionnée (10 inHg vacuum) et filtrée jusqu'à saturation : le volume filtré était alors relevé. Ensuite, avec des gants et une pince désinfectée, le filtre était retiré et stocké (plié en quatre) dans un tube de 1,5 ml. Celui-ci contenait 1 ml d'éthanol pur afin de conserver le filtre. Trois répliqués biologiques étaient effectués par station.

La décontamination du matériel utilisé pour l'expérimentation est très importante afin de limiter les contaminations entre les stations. Les pinces étaient décontaminées après chaque échantillon avec de la javel à 50 % et rincées consécutivement deux fois avec un bain d'eau distillée. Après chaque station de prélèvement, l'unité de filtration et les bouteilles d'échantillonnage étaient décontaminées avec de la javel à 50 % et rincées abondamment avec de l'eau du robinet. Puis, un contrôle négatif était effectué afin de vérifier l'éventuelle

contamination lors du prélèvement de terrain entre deux stations. Un litre d'eau distillée était filtrée. Le filtre était ensuite conservé de la même manière que les autres échantillons d'eau dans une solution d'alcool. Ensuite, les échantillons étaient conservés dans un sac de froid jusqu'au retour au laboratoire. Là-bas, ils étaient placés à -20°C jusqu'à l'extraction ADN.

3. Extraction ADN à partir des filtres

L'extraction ADN issue des filtres ainsi que les amplifications ont été effectuées au sein du Laboratoire Ecologie et Biologie des Interactions - UMR CNRS 7267 de l'Université de Poitiers entre le 11 février et le 6 mars 2020.

¼ du filtre obtenu précédemment est coupé, celui-ci est alors découpé en morceaux de taille inférieure afin d'être mis dans un tube de 2 ml pour être séché à 55°C. Afin de continuer à éviter toute contamination entre les échantillons, les pinces ainsi que les ciseaux étaient désinfectés avec un bain à l'eau de javel, puis à l'eau distillée et enfin à l'éthanol pur, et ce, entre chaque filtre.

Une fois sec, à l'aide d'une micropipette adaptée, chaque tube reçoit 450 µl d'ATL et 50 µl de Protéinase K, Il est alors vortexer puis placer en étuve à 56°C pendant 3 h pour la lyse.

Une fois la lyse terminée, 500 µl de Buffer AL et 500 µl d'éthanol pur sont ajoutés grâce à une micropipette. Le tube est alors vortexer pendant 15 secondes. Ensuite, 750 µl de la solution sont prélevés et déposés sur une colonne dans un collection tube de 2 ml. Le collection tube est centrifugé 1min à 6000g. Le liquide du collection tube est alors retiré et les deux dernières étapes sont répétées une seconde fois. Ensuite, la colonne est disposée dans un nouveau collection tube de 2 ml. Avec une micropipette adaptée, 500 µl d'AW1 sont ajoutés dans le collection tube et celui-ci est centrifugé pendant 1min à 6000g. Le liquide est retiré du collection tube et 500 µl d'AW2 et centrifugé 3 min à 20 000g. Le collection tube est jeté et la colonne est placée dans un tube Eppendorf de 1,5 ml. Une élution est effectuée par l'ajout de 25 µl de Buffer AE au centre de la membrane et centrifugée pendant 1 min à 6000g. L'opération est alors répétée une seconde fois. On obtient alors 50 µl d'ADN purifié, le tube Eppendorf est alors conservé à -20°C jusqu'à la méthode qPCR.

4. Dosage Nanodrop®

Après la purification de l'ADN, 1,5 µl de chaque tube Eppendorf est passé au spectrophotomètre Nanodrop® ND 100 (Nanodrop Technologies, Willmington, USA). Cela permet de déterminer la concentration en ADN, que ce soit de l'ADN de l'espèce étudiée ou issu d'autres espèces, afin de déterminer le degré d'efficacité de la purification.

Afin d'étalonner le spectrophotomètre, un blanc à l'eau de 1,5 µl est effectué ainsi qu'un autre de 1,5 µl au Buffer AE utilisé dans l'étape précédente. L'extraction ADN a été effectuée avec des tissus extraits de Pléco capturés en Martinique par Thomas Baudry. Il est indispensable d'avoir une courbe étalon de référence à partir de standards de dilution d'ADN pur lors de l'étape suivante d'amplification par la qPCR.

5. PCR quantitative en temps réel

a. Présentation de la qPCR

La qPCR ou quantitative Polymerase Chain Reaction est, comme la PCR classique, une technique de réplification d'ADN *in vitro*. Cela permet d'obtenir une quantité importante de copies d'une séquence d'ADN choisie (IFREMER, 2009).

Celle-ci se compose d'un certain nombre de cycles, d'une minute environ, eux-mêmes constitués de trois étapes : une dénaturation de l'ADN par chauffage, une hybridation des amorces et enfin une élongation via l'action de l'ADN polymérase.

Dans le cas de la qPCR, la quantité d'ADN présente peut-être connue à tout instant dans la réaction et non pas seulement à la fin comme la PCR en point final. Des sondes se fixent alors sur une séquence d'ADN précise (technologie Taqman dans cette étude) et fluorescent une fois fixées à l'ADN. Ainsi, une absence de fluorescence signifie une absence de la séquence d'ADN spécifique et par conséquent l'absence de l'espèce dans l'échantillon étudié.

b. Protocole qPCR

Des amorces et une sonde spécifique à l'espèce ont été élaborées pendant l'étude en se focalisant sur un fragment de 88 pb au sein de la région COI d'*Hypostomus robinii*. Les amorces et la sonde (« Sens » : 5' – CTCAGGGGTTGAAGCGGGA – 3', « Antisens » : 5' – GTCAACTGAAGCTCCTGCA – 3' et une sonde spécifique étiquetée 6- FAM MGB 5' – ACCCACCCCTCGCTGGAAATTTA – 3') ont été conçues en utilisant des séquences générées grâce à des spécimens collectés en Martinique ainsi que des séquences déjà disponibles sur GenBank⁶ pour des espèces proches (Annexe 26). La détermination des amorces spécifiques à l'espèce a été effectuée en utilisant le logiciel Geneious Pro R10 (<https://www.geneious.com> ; Kearse *et al.*, 2012) et suivant la méthodologie décrite par Brys *et al.* (2020). La spécificité des amorces a été évaluée par alignement visuel des espèces sœurs et d'occurrence similaire listées dans l'annexe 26 ainsi qu'*in-silico* en utilisant l'outil *primer-blast* de NCBI (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/tools/primer-blast/>). Puis, des tests *in-vitro* ont été effectués, à partir d'ADN extrait des espèces suivantes : *Hypostomus plecostomus* et *Ancistrus sp.* (deux espèces de la famille des Loricariidae), *Poecilia reticula* (le Guppy, un poisson occupant la même niche écologique en Martinique) et *Phoxinus phoxinus*, le Vairon, un poisson dulcicole européen. Cela a permis de confirmer la spécificité des amorces et de la sonde.

Afin de déterminer la température réactionnelle optimale pour la qPCR, un gradient de température a été effectué, de 59 à 63 °C, correspondant à la gamme de température optimale pour le fonctionnement des amorces.

La réaction d'amplification est effectuée à partir d'un mix contenant (pour 1 échantillon à étudier) : 12,5 µl de Master Mix 2.0, 2,5 µl d'amorce F (concentration finale de 5 µM), 2,5 µl d'amorce R, 1 µl de la sonde (concentration finale de 5 µM), et 1,5 µl d'eau. Ce mix est alors vortexé. La qPCR s'effectue généralement par plaque de 96 puits comportant donc chacun une dose de 20 µl de mix. 5 µl d'ADN sont alors ajoutés dans chaque puits via l'utilisation d'un robot pipeteur. Afin de déterminer de possibles contaminations lors des manipulations, quatre témoins négatifs (blanc d'eau) étaient disposés. Pour chaque échantillon d'ADN, l'amplification est dupliquée. Quatre standards de dilution contenant l'ADN pur du Pléco, utilisés comme témoins positifs, étaient disposés dans la plaque permettant de quantifier la concentration en ADN dans chaque échantillon positif ADNe. Ces standards de dilution d'une concentration de 4.25 ng/µl à 2.59.10⁻⁴ ng/µl, ont été obtenus par dilution d'une concentration initiale (17 ng/µl), en suivant les *Minimum Information for Publication of Quantitative Real-Time PCR Experiments (MIQE) Guidelines* (Bustin *et al.*, 2009). La plaque ainsi obtenue est insérée dans un Light Cycler® 480 qui permet d'effectuer la qPCR. Celle-ci se compose d'une phase de chauffage à 95°C pendant 10 min, puis une répétition de 55 cycles de 1min15

⁶ La Genbank est une base de données comprenant toutes les séquences de nucléotides publiquement disponibles.

comprenant 15 sec à 95°C puis 1min à 61°C. Pour finir, une phase de stand-by de 1min à 40°C est effectuée afin de faciliter le retrait de la plaque du Light Cycler® 480. La plaque est ensuite jetée dans une poubelle adaptée. Les résultats sont alors directement consultables sur l'ordinateur.

Pour chaque site, six réplicats techniques étaient effectués (en utilisant deux réplicats techniques par réplicats biologique ou filtre). Si un réplicat était positif, le site était considéré comme positif à la présence du Pléco (Bedwell et Goldberg, 2020). Pour être positif, le signal associé au réplicat doit être en dessous de 42 Ct⁷ (*Cycle threshold*), au-dessus le réplicat est considéré comme faux-positif (Agersnap *et al.*, 2017).

c. Limite de Détection (LOD) et Limite de Quantification (LOQ)

Dans les études ADNe, il est nécessaire de déterminer la LOD (*Limit of Detection*) et la LOQ (*Limit Of Quantification*) (Bustin *et al.*, 2009). Elles se font à partir d'amplification de l'ADN pur de l'espèce ciblée. D'après Mauvisseau *et al.* (2019), la LOD correspond à la concentration quand 1 réplicat sur 10 est positif avec un signal inférieur à 45 Ct et la LOQ correspond à la concentration quand 9 réplicats sur 10 sont positifs avec un signal inférieur à 45 Ct. La LOQ a été déterminée en utilisant 10 standards de dilution précédemment énoncés, de $4.15.10^{-3}$ ng/μl à $2.53.10^{-7}$ ng/μl. La LOD a été obtenue en utilisant également 10 standards de dilution, de $3.24.10^{-5}$ ng/μl à $5.18.10^{-5}$ ng/μl.

d. Lecture des résultats

Les résultats sont disponibles sur l'ordinateur relié au Light Cycler® 480. Afin de faciliter leur lecture, il est possible de définir pour chaque puits s'il s'agit d'une station de prélèvement, d'un blanc d'eau ou d'un standard avec sa concentration correspondante. On peut y voir le nombre de Ct, correspondant au nombre de cycles auquel la fluorescence apparaît, et la concentration en ADN (déterminée grâce aux standards).

Une partie statistique est disponible comportant la moyenne des Ct, la moyenne de concentration, le standard des Ct ainsi que le standard des concentrations pour chaque réplicat positif.

Il est également possible de tracer les courbes d'amplification grâce à la fluorescence en fonction du nombre de cycles, permettant de mettre en évidence les faux positifs (courbes ne présentant pas de phase exponentielle, voir figure 9.).

De plus, une courbe de standard est tracée afin de déterminer, entre autres, l'efficacité ainsi que le pourcentage d'erreur de la qPCR effectuée.

⁷ Le Ct (cycle de seuil en français) correspond à l'intersection entre une courbe d'amplification et une ligne de seuil.

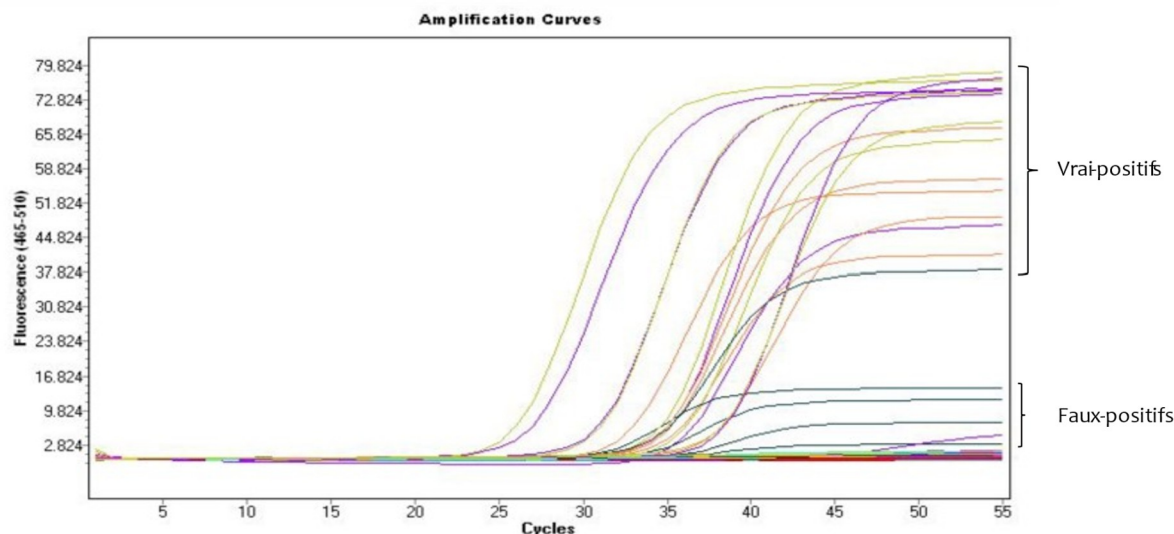


Figure 9. Exemple de courbes d'amplification obtenues par qPCR pour *H. robinii*

e. Analyse des résultats

Pour illustrer la distribution spatiale de l'espèce, QGIS 3.4.15 a été utilisé pour générer des cartes (QGIS Development Team, 2016). La carte de Martinique a été extraite de la banque de données de l'IGN© et les rivières via BDCarthage® et BD Topo®.

Pour évaluer l'importance des variables biotiques et abiotiques (courant, transport de l'ADN par les fèces ...) dans la probabilité de détection des faux positifs et faux négatifs, le modèle Bayésien développé par Griffin *et al.* (2019) a été utilisé. Tout d'abord, la probabilité de présence ou d'absence de l'espèce a été évaluée. Dans le premier stade, pour chaque probabilité précédemment citée, la probabilité de présence d'ADNe dans l'échantillon défini par $\bar{\theta}_{11}$, pour les vrais positifs, et par $\bar{\theta}_{12}$, pour les faux positifs. Pour le deuxième stade, la probabilité de répliquat qPCR positif a été identifiée par p_{11} , pour les vrais positifs, par conséquent la présence par ADNe de l'espèce, et par p_{10} , pour les faux positifs.

Les valeurs attendues étaient obtenues via le modèle en laissant les réglages par défaut comme recommandé par Griffin *et al.* (2019).

L'analyse a été effectuée via l'application R Shiny (<https://seak.shinyapps.io/eDNA/>).

Pour déterminer les erreurs d'observation lors du plan d'échantillonnage, l'algorithme Bayésien Monte Carlo Markov Chain (MCMC) a été utilisé (Dorazio et Erickson, 2018). À la suite des différentes échelles d'échantillonnage ; plusieurs sites échantillonnés en Martinique, plusieurs échantillons par site ainsi que plusieurs répliquats par échantillon, le modèle détermine, à l'échelle du site, une probabilité latente d'occupation de l'ADNe (ψ), pour chaque échantillon, une probabilité conditionnelle moyenne d'occupation de l'ADNe ($\bar{\theta}$) ainsi que, pour chaque répliquat qPCR, la probabilité conditionnelle de détection de l'ADNe.

Cette analyse a été effectuée sous R 4.0.2 avec le package R ednaoccupancy développé pour l'utilisation de l'algorithme MCMC par Dorazio et Erickson (2018).

B. Captures de confirmation

1. Protocole de capture

Afin de pouvoir confirmer les résultats obtenus via la méthode ADNe, des pièges de type nasse ont été disposés aux différentes stations déterminées positives, ainsi qu'une partie des stations déterminées négatives, à l'ADNe entre le 5 août 2020 et le 11 septembre 2020. En effet, les méthodes de piégeage permettent d'obtenir des taux de détection aussi bons que la méthode ADNe et sont tout aussi pertinents pour estimer la présence/absence cependant leur mise en place est lourde et coûteuse en temps (Rose *et al.*, 2019, Riascos *et al.*, 2018, Radinger *et al.*, 2019). Bien qu'il existe un biais pour l'échantillonnage de la diversité d'une communauté ichtyologique, le piégeage est tout à fait adapté pour la pêche d'espèces spécifiques comme dans cette étude (Layman et Smith, 2001, Rozas et Minello, 1997, Petrik et Levin, 2000).

Le nombre de pièges permettant la meilleure précision pour la détermination de l'abondance relative est de 10, néanmoins, on observe un optimum de capture d'espèces différentes à partir de 4 (Knight *et al.*, 2007, Jackson et Harvey 1997). Concernant la densité de pose, celle-ci dépend des objectifs de l'étude mais la plus efficace se situe à 1 piège pour 100 m² (Britton *et al.*, 2011b, Romaine et Pfister, 1983) ou 1 piège pour 10 à 100 m linéaire (Lintermans, 2015, Stott, 1970, Merilä, 2015b). Il est bon de noter que le comportement du poisson vis-à-vis du piège s'avère plus déterminant que le nombre de pièges (Layman et Smith, 2001, Stott, 1970). Les pièges qu'ils soient avec ou sans appâts ont un taux de capture de poisson par piège et un CPUE⁸ similaire selon Knight *et al.*, 2007. Néanmoins, certains auteurs ont eu de meilleurs résultats, par conséquent, les pièges ont quand même été appâtés avec de la mangue fraîche (Culp et Glozier, 1989, Britton *et al.*, 2011, Merilä, 2015a, Merilä, 2012). Les poissons sont également plus enclins à se faire piéger lorsqu'ils étaient à une distance inférieure à 100 m lors de la pose du piège notamment à cause de l'odeur de l'appât (Bacheler *et al.*, 2018, Romaine et Pfister, 1983).

Dans la présente étude, les pièges suivaient les principales caractéristiques suivantes à savoir transparents (sans paroi opaque) et avec un seul tunnel (Culp et Glozier, 1989, Kneib et Craig, 2001, Stott, 1970). Les pièges étaient constitués d'acier avec les dimensions suivantes : 285 mm au plus haut, 300 mm de large et 860 mm de long avec des mailles de base de 50mm auxquelles étaient ajoutées des mailles plus fines en grillage de 13 mm (voir figure 10.). L'unique tunnel en grillage mesurait 220 mm de profondeur avec une gueule d'une ouverture de 100 mm. Ils étaient principalement de couleur grise, sauf le grillage de couleur vert foncé, compte tenu de l'influence de la couleur du piège sur la CPUE (Merilä *et al.*, 2013, Budria *et al.*, 2015, Paradis *et al.*, 2012).

⁸ Catch-Per-Unit-Effort ou Prise par Unité d'Effort est un indice de mesure d'abondance.



Figure 10. Nasse contenant des Plécos

La longueur totale de la station était déterminée par des mesures successives (3 à 10) de la largeur au miroir dont la moyenne était alors multipliée par 20, et supérieure à 150 m linéaire (Engelbert *et al.*, 2016, Harding, 2009, Joy *et al.*, 2013).

Comme dans cette partie il ne s'agissait que de détecter la présence de *Hypostomus robinii* et non son abondance, seulement deux pièges étaient disposés dans l'après-midi pour chaque station, en fonction de sa longueur, et relevés le lendemain matin afin de maximiser les chances de détection compte tenu du comportement majoritairement nocturne des Loricariidae (Celestino *et al.*, 2017). Chacune des stations a été prospectée trois fois afin d'assurer la validité des données obtenues (Radinger *et al.*, 2019). Étant donné la masse des nasses, elles ne nécessitaient pas de lest et étaient placées, de manière aléatoire, dans les endroits à faciès lentique avec, si possible, une profondeur supérieure à 30 cm (Lintermans, 2015, Blaustein, 1989, Portt *et al.*, 2006, Merilä, 2012). Le tunnel était orienté vers l'aval comme préconisé par Culp et Glozier (1989) et celles-ci étaient attachées à la berge grâce à une corde.

En dehors des données exprimées précédemment pour chaque fiche de station située en Annexe, les caractéristiques suivantes de celle-ci étaient relevées : le nom du cours d'eau, le nom de la station, le bassin versant, les coordonnées GPS, l'altitude, une cartographie de la station, le pourcentage de chaque substrat par rapport à la surface au miroir⁹, les classes de vitesse présentes (de 0 à 4 cm/s, 5 à 24 cm/s, 25 à 74 cm/s et supérieure à 75 cm/s), l'environnement de la station, les caractéristiques des berges et les pressions observables (Harding, 2009). Les données physico-chimiques (température de l'eau, conductivité, pH, pourcentage de saturation en O₂ et concentration en O₂) relevées par Thomas Baudry au mois

⁹ La surface au miroir correspond à la longueur totale de la station multipliée par la largeur de surface.

de juin 2020 étaient également ajoutées à la fiche de station. En ce qui concerne les nasses, leurs points GPS ainsi que la profondeur au niveau de la nasse étaient également relevés. Compte tenu de la réglementation française sur les EEE, les poissons relevés étaient euthanasiés par un bain d'huile essentielle de clou de girofle et d'alcool suivant le protocole du Centre Québécois des Espèces Exotiques Envahissantes (2015) et de Sorensen *et al.* (2004), mis dans des sacs poubelles opaques puis conservés au congélateur jusqu'à leur dissection. A l'IFREMER de Martinique, les poissons étaient mesurés, au mm près, longueur standard (LS, sans la queue) et longueur totale (LT), leur masse (MC) obtenue au g près, et leur sexe déterminé par dissection. La masse des ovaires (MG) étaient pesés au 0.1 mg près.

2. Analyse des résultats

La structure des tailles entre les femelles et les mâles a été déterminée par analyse de la longueur totale. Un test de Shapiro-Wilk a été effectué afin de déterminer la distribution de la population. Un test du χ^2 a été réalisé afin de déterminer les différences de taille intersexe ainsi que l'écart entre le sexe ratio observé et théorique pour une population sauvage (1:1, Mâle:Femelle)

Le sexe ratio a été calculé comme le pourcentage du nombre de chaque sexe obtenu pour l'ensemble des captures, ainsi que la proportion observée dans chaque classe de taille (classe I : 70-169 mm, classe II : 170-249 mm, classe III : 250-312 mm). L'Indice Gonadosomatique (IGS) était calculé suivant la formule suivante : $IGS = 100 \times \frac{MG}{MC}$ et permet de déterminer le degré de maturité des gonades.

La relation longueur-masse a été calculée suivant l'équation $MC = a \times L^b$, avec « b » proche de 3 pour la plupart des espèces de poisson, qui relie la forme du corps caractéristique de chaque espèce de poisson avec la condition propre à chaque individu au sein d'une espèce donnée (Schneider, 2000). Si « b » est égal à 3, la croissance est isométrique, et par conséquent le poisson grandit proportionnellement à sa masse. Aussi, si « b » est inférieur à 3, alors la croissance est dite allométrique négative et le poisson grandit plus qu'il ne grossit. Au contraire, si « b » est supérieur à 3, la croissance est dite allométrique positive et le poisson grossit plus qu'il ne grandit. L'association entre « a » et « b » a été évaluée par le coefficient de détermination (R^2). Cette relation a été calculée pour l'ensemble des individus pour l'ensemble des pêches. Un test de Student a été effectué afin de déterminer une possible différence significative entre les valeurs de « b » obtenues et la valeur théorique de 3.

Le facteur de condition de Fulton, noté K, a été calculé suivant l'équation $K = \frac{MC}{L^b}$, où « b » correspond à la constante obtenue lors de la résolution de l'équation de la relation longueur-masse (Lima-Junior *et al.*, 2002). Ce facteur permet de donner un index de condition au poisson, celui-ci pouvant varier, par exemple, en fonction de la période de reproduction ou de l'eutrophisation du cours d'eau (Nash *et al.*, 2006). Pour les femelles, le facteur de condition somatique (K_1) a été calculé suivant l'équation $K_1 = \frac{W_c}{L^b}$ où : $W_c = MC - MG$. La différence entre K et K_1 a été calculé et est considéré comme le facteur de condition des gonades (ΔK). Un test de Mann-Whitney a été effectué afin de déterminer s'il existe une différence significative du facteur K en fonction du sexe. La relation entre la LT et l'IGS, celle entre le facteur de condition K et l'IGS ainsi que celle entre l'IGS et le facteur de condition des gonades ΔK a été évalué par la corrélation de Spearman.

L'indice indirect de mesure d'abondance, Catch-Per-Unit-Effort ou CPUE, a été calculé en divisant le nombre total d'individus capturés par le nombre de pièges utilisés pour chaque événement de capture ainsi que le nombre total d'évènement de captures. Pour plus de lisibilité, le résultat obtenu a été intégré dans la figure 12. ainsi que dans les fiches stations situées en Annexe.

Le seuil de confiance a été fixé à 95 % pour l'ensemble des tests statistiques.

C. Capture-Marquage-Recapture

1. Présentation de la CMR

En plus des captures de confirmation nécessaires pour la validation de la méthode ADNe, une seconde méthode d'échantillonnage a été élaborée afin d'estimer une densité de population. À la différence des mesures de présence/absence, le simple piégeage n'apporte pas les informations nécessaires pour l'estimation de l'abondance (Radinger *et al.*, 2019). On distingue deux catégories de méthodes d'estimation de taille de population pour les poissons d'eaux continentales, d'une part les méthodes dites directes (empoisonnement, pêche exhaustive, explosifs et assèchement), et d'autre part, les méthodes « indirectes », principalement le marquage-recapture (de Lury, Petersen et Schnabel) (Daget, 1971).

Compte tenu du contexte de l'étude, c'est la méthode Petersen ou dite capture-marquage-recapture qui a été retenue afin de déterminer l'abondance d'*Hypostomus robinii* dans certains cours d'eau de Martinique. L'estimation de la taille de la population s'effectue sur deux pêches, elle tient compte du nombre d'individus capturés et marqués lors de la première pêche, du nombre d'individus capturés lors de la seconde pêche et du nombre d'individus recapturés lors de la seconde.

Les méthodes de CMR sont construites autour de trois grandes hypothèses selon Besnard et Salles (2010). La première est que les captures doivent être effectuées en, au moins, deux sessions où l'ensemble de la zone d'étude est échantillonnée de manière aléatoire. Deuxièmement, les animaux marqués ne doivent pas perdre leurs marques durant l'intervalle de temps séparant les deux sessions. Enfin, il faut que la population à estimer soit close, c'est-à-dire sans nouvelles introductions (naissances et déplacements de nouveaux individus dans la zone d'étude) et sorties (mortalités et déplacements d'individus, présents initialement, en dehors de la zone d'étude) (Bernard et Hansen, 1992).

2. Protocole de capture

La CMR s'est déroulée sur la station « Brasserie Lorraine » entre le 19 octobre 2020 et le 23 octobre 2020.

Afin de respecter l'ensemble des conditions listées ci-dessus, le protocole de CMR suivant a été mis en place. Tout d'abord, la zone d'étude a été définie sur une longueur de 150 m linéaire (Mazzoni *et al.*, 2018). La zone d'étude choisie est la station « Brasserie Lorraine », où le nombre d'individu capturé a été le plus élevé pendant les pêches de confirmation.

Les pièges utilisés pour la CMR étaient les mêmes que ceux décrits dans la partie C. 1. Cependant, comme il est nécessaire d'avoir une forte pression de pêche si l'on veut recapturer des individus, cinq pièges, ont été utilisés et disposés à égale distance sur toute la longueur du

tronçon prospecté. Cela permettait d'obtenir une densité d'environ 1 piège/100 m² ainsi qu'un piège tous les 30 m linéaire comme préconisé par Romaine et Pfister (1983) et Merilä (2015b).

Pour valider la seconde hypothèse, les poissons étaient individuellement marqués par la pose d'une puce de 2,0 mm x 12 mm (Biolog-FD réf. 9647) à l'aide d'un injecteur réutilisable (réf. 10456). La pose de PIT-Tag est une technique moins impactante que la mutilation, sans effet sur la mortalité ou la croissance des poissons, possède un taux de rétention de 90 % et reste flexible quant à l'endroit où la puce est insérée (Grieve *et al.*, 2018, Dixon et Mesa, 2011). Dans notre cas, celle-ci était insérée sur le flanc gauche entre les écailles.



Figure 11. Pose d'un PIT-Tag sur un juvénile

Préalablement à l'exécution du protocole et de la parution de l'arrêté faune EEE, plusieurs individus ont été pucés et maintenus en mésocosme afin d'observer d'éventuels rejets ou mortalités. Chaque poisson marqué se voyait directement attribué un code qui était enregistré avec sa taille et sa masse associées. Afin d'éviter toutes lésions cutanées pour les poissons, ceux-ci étaient manipulés soit à l'aide de gants ou, le cas échéant, les mains humides. Ils étaient alors mis dans un bac d'eau auquel était ajouté un mélange d'huile essentielle de clou de girofle, d'alcool à 90° et d'eau, dont les proportions étaient respectivement de 44, 44 et 12%, dosé à 30 ml/m³, afin de les anesthésier et limiter les risques de mortalité. Après la pose de la puce, les poissons étaient placés dans un bac de réveil avant d'être relâchés à l'endroit de leur capture dans le cours d'eau.

Enfin, comme soutenu par Besnard et Salles (2010), les sessions de capture étaient effectuées en deux fois comme suit :

Jour	Activités
Lundi après-midi	Pose des nasses
Mardi matin	Relevé des nasses et marquage des poissons
Mercredi	Pas d'activité pour permettre à la population de se mélanger
Jeudi après-midi	Pose des nasses
Vendredi matin	Relevé des nasses et lecture des marques

Tableau 3. Calendrier des activités liées à la CMR

Les marques étaient lues grâce à un lecteur RS100 V8 (réf. 10200). Ce calendrier permet de limiter les nouvelles introductions et mortalités au sein de la population comme préconisé par Bernard et Hansen (1992). Aucun filet n'a été employé pour border les extrémités de la station afin de ne pas affecter les autres communautés de poissons et compte tenu de son influence négligeable sur l'estimation de la population (Timmermans, 1957). Néanmoins, la station « Brasserie Lorraine » était délimitée en aval par un ouvrage anthropique. Un piège était disposé en aval de cet ouvrage afin d'observer les capacités de franchissement d'*Hypostomus robinii*.

3. Analyse des résultats

L'indice de Lincoln-Petersen, qui permet d'estimer la taille d'une population close est régie par l'équation suivante :

$$Nt = \frac{(n1+1) \times (n2+1)}{(m2+1)} - 1$$

avec

Nt : nombre total d'individus

$n1$: nombre d'individus pêchés et marqués lors de la 1^{ère} pêche

$n2$: nombre d'individus pêchés lors de la 2nde pêche

$m2$: nombre d'individus marqués lors de la 1^{ère} pêche et recapturés lors de la 2nde

Une estimation haute et basse de la population était effectuée grâce à l'intervalle de confiance. Celui-ci était déterminé par la formule suivante : $1,96\sqrt{VarN}$ avec Var la variance de l'échantillon.

L'indice obtenu était ensuite divisé par la surface échantillonnée afin d'obtenir la densité de population.

Un test de Shapiro-Wilk a été effectué afin de déterminer la distribution de la population. La répartition des classes de taille en fonction du nombre d'individus a été réalisée. La relation longueur-masse ainsi que le facteur de condition K ont également été calculés comme décrit dans la partie II. B. 2.

D. Impact du Pléco sur le cycle biogéochimique

1. Les cycles biogéochimiques en hydrologie

En hydrologie, les cycles biogéochimiques, comme le cycle du carbone et de l'azote, sont régis par des dynamiques à la fois temporelles et spatiales (McClain *et al.*, 2003). On parle alors de *hotspot*, lorsque c'est l'échelle spatiale qui est abordée, ou de *hot moment*, lorsqu'il s'agit de la dimension temporelle. Plus précisément, qu'importe l'unité choisie, un *hotspot* correspond à une zone connaissant une importante activité réactionnelle comparée à sa matrice environnante. Par équivalence, un *hot moment* correspond à un laps de temps où l'activité réactionnelle sera forte proportionnellement au temps réactionnel de référence. Ces phénomènes apparaissent lorsque plusieurs réactifs se rencontrent afin de former une réaction spécifique, ce qui nécessite, pour l'entretien de cette réaction, un apport continu de nutriments généralement apporté par le courant de la rivière (McClain *et al.*, 2003).

Cependant, la flore et la faune aquatique ont également un impact fort dans cette dynamique, bien que le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement d'un écosystème eu été sujet à controverse (Vanni *et al.*, 2002). Pour la faune aquatique, cet impact peut-être soit induit indirectement par prédation, par excrétion d'ammonium (NH_4^+) via les fèces ou par consommation du périphyton (Hall Jr *et al.*, 2003). Les poissons détritivores, comme la plupart des Loricariidae, ont un rôle clef dans les cycles biogéochimiques en remettant en suspension les nutriments issus du benthos dans la partie pélagique (Vanni, 1996). De nombreuses études ont mis en avant l'impact important des espèces de cette famille dans ces cycles en tant qu'EEE (Vanni *et al.*, 2002, Hood *et al.*, 2005, Rubio *et al.*, 2016, Capps et Flecker, 2013a, Capps et Flecker, 2013b).

2. Quantification de la stœchiométrie écologique

Au cours du mois d'octobre 2020, la concentration en phosphore (P) ainsi que les taux d'excrétion d'ammonium et de phosphore ont été analysés pour trois espèces différentes de poissons et une espèce de décapode (*Oreochromis mossambicus*, *H. robinii*, *Sicydium sp.* et *Cherax quadricarinatus*), avec deux répliquats pour *H. robinii* afin de comparer les différences entre deux classes de taille, comme décrit par Vanni *et al.* (2002). Les animaux ont été capturés à la nasse et à l'épuisette puis stockés 1 à 3 jours avant l'expérience comme il n'était pas possible d'effectuer les pêches et l'expérience sur une seule journée. Lors de l'expérience, les animaux étaient incubés dans un sac plastique contenant 1L d'eau. Un témoin était également effectué afin de voir toute modification des concentrations initiales sans la présence de poissons (Capps et Flecker, 2013a). L'eau avait été préalablement filtrée grâce au système décrit dans la partie II. a. 2. afin de retirer toutes particules pouvant influencer la minéralisation des nutriments. Les animaux prélevés pour chaque espèce étaient tous de taille similaire, excepté donc entre les deux répliquats d'*H. robinii*, compte tenu de l'influence de celle-ci sur leur taux d'excrétion (Vanni *et al.*, 2002). Après 1h, les animaux étaient retirés des sacs et l'eau était filtrée une seconde fois afin de retirer les fèces et autres particules. Ils étaient alors mesurés au mm près et pesé au g près (0.001g pour les *Sicydium*). L'eau récupérée était stockée dans des bouteilles préalablement stérilisées, disposées dans une glacière puis envoyé à La Drôme Laboratoire pour analyse. Le phosphore total a été préféré au phosphate seul, car ce dernier possède généralement des concentrations trop faibles pour l'obtention de résultats précis (Vanni *et al.*, 2002).

Afin de connaître la concentration pour chaque élément propre à chacun des individus, les animaux ont été envoyés entiers à La Drôme Laboratoire où ceux-ci étaient broyés. L'analyse a été effectuée sur des tissus musculaires sauf pour *Sicydium sp.* où l'analyse était effectuée sur le corps entier.

Comme mentionné par Vanni *et al.* (2002), il peut exister un biais compte tenu de la différence de comportement des poissons entre leur milieu naturel et le contenant utilisé pour l'analyse.

3. Analyse des résultats

Le taux d'excrétion de N et de P a été calculé comme, respectivement, la différence de concentration en ammonium NH_4^+ et en phosphore total, par unité de temps divisée par la masse des individus.

Pour quantifier les relations entre la composition en nutriments des poissons et leur masse corporelle avec leur taux d'excrétion, des régressions linéaires ont été effectuées. Les données brutes obtenues ont été transformées en logarithme avant d'effectuer les analyses. Les rapports N : P et les taux d'excrétion ont été régressés par rapport à la masse corporelle et la composition en phosphore pour chaque espèce, ainsi que chacune des classes de taille pour *H. robinii*.

Les échelles basses et hautes ont été calculées en prenant en compte les taux d'excrétion d'ammonium et de phosphore les plus bas et hauts entre les deux modalités étudiées d'*H. robinii* (petite et grande taille). Grâce à l'estimation de la densité et de la biomasse moyenne de la population obtenue lors de la CMR (partie II. D.), les taux de reminéralisation d'*Hypostomus robinii* ont pu être déterminés et exprimés en $\text{mol.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$.

III. Résultats de l'étude

A. Résultats de l'ADNe

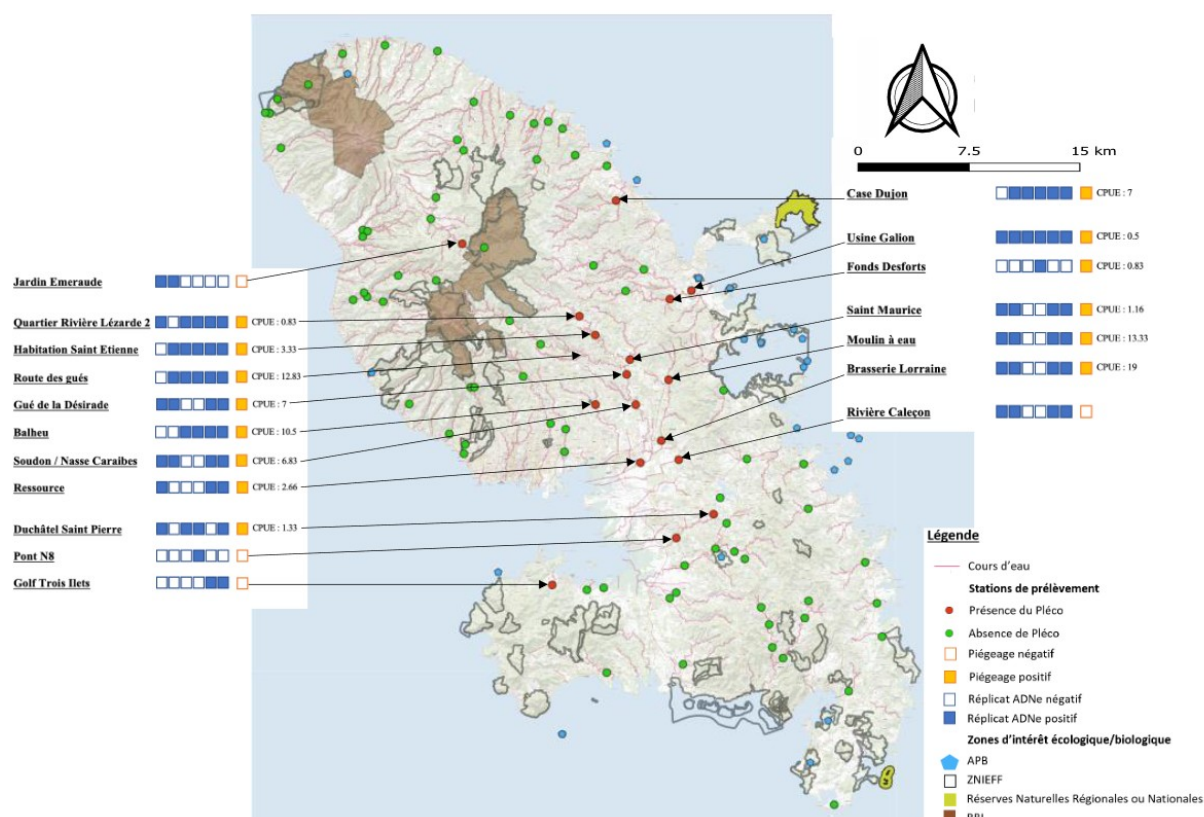


Figure 12. Carte de l'aire de distribution d'*Hypostomus robinii* en fonction de deux méthodes de détection dans les hydrosystèmes martiniquais

En tenant compte de la méthode ADNe et de la session de piégeage, l'aire de répartition d'*H. robinii* en Martinique a pu être établie (figure 12.). 18 stations sur les 90 ont été positives avec l'ADNe démontrant la forte probabilité de présence d'*H. robinii* dans 12 cours d'eau de Martinique (figure 12.). Sur ces 18 stations, les sessions de pêches ont permis de confirmer la présence d'*H. robinii* sur 14 stations.

Aucune amplification n'a eu lieu avec les échantillons témoins (eau distillée), démontrant qu'aucune contamination n'a eu lieu entre les stations. Le volume total filtré par station (à travers les 3 filtres) est compris entre 300 ml et 7500 ml.

Aussi, aucune pêche n'a révélé la présence d'*H. robinii* dans des cours d'eau négatifs par ADNe.

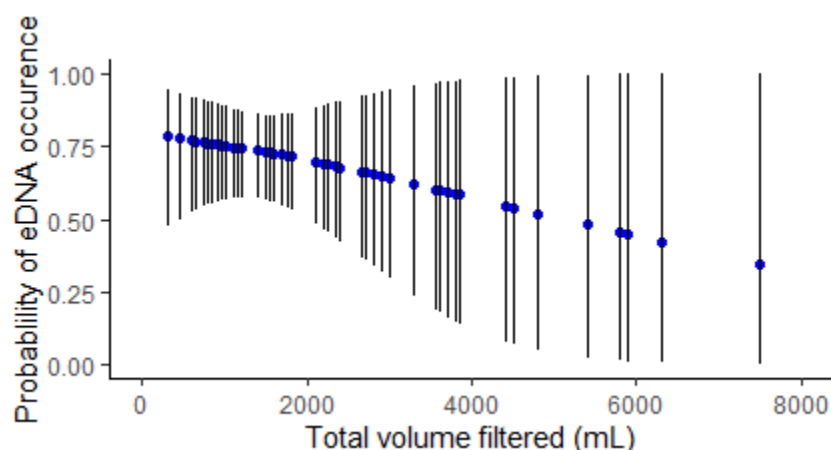


Figure 13. Probabilité de détection d'*H. robinii* par ADNe en fonction du volume filtré

À la suite des analyses effectuées sous R, le volume filtré est le seul facteur ayant une incidence presque significative sur la détection de présence d'*H. robinii* ($F = 3.38$, $P = 0.06$). En effet, la probabilité de détection décroît avec le volume filtré total (figure 13.). Concernant ses préférences écologiques, il tolère une large amplitude d'altitude, du niveau de la mer jusqu'à plus de 300 m, ainsi que des températures comprises entre 24°C et 30°C (Annexe 2. et 7.). Pour les paramètres physico-chimiques, *H. robinii* apprécie les eaux bien oxygénées, entre 5.0 et 7.5 mg/l d'O₂, avec un pH compris 7 et 7,5 (Annexe 3. et 5.).

Covariables	Percentile 2.5	Moyenne	Percentile 97.5	Valeur attendue
Probabilité d'occurrence (ψ)	0.108	0.185	0.276	0.5
Probabilité de vrai-positif dans l'échantillon (θ_{11})	0.862	0.975	0.999	0.88
Probabilité de faux-positif dans l'échantillon (θ_{10})	0.0001	0.0160	0.0650	0.11
Probabilité de vrai-positif dans le réplicat qPCR (p_{11})	0.525	0.626	0.723	0.9
Probabilité de faux-positif dans le réplicat qPCR (p_{10})	0.0001	0.0030	0.0133	0.1

Tableau 4. Valeurs observées et théoriques des probabilités des différentes covariables selon le modèle de Griffin et al. (2019)

B. Dynamique des populations martiniquaises de Pléco

1. Différentes espèces pêchées

Au cours des pêches effectuées, *H. robinii* représentait 57,4 % des animaux récoltés (annexe 27.). Les autres espèces pêchées étaient majoritairement *Cherax quadricarinatus* (21,9 %), écrevisse envahissante d'origine Australienne en Martinique, suivi de *Macrobrachium heterochirus* (5,6 %), crevette autochtone et largement répandue dans les Antilles.

2. Structure de la population

Lors des pêches effectuées à la nasse, les mâles collectés avaient une longueur totale et une masse comprises entre, respectivement, 76 et 312 mm (195 ± 50 mm) et entre 4 et 339 g (83 ± 59 g) alors que pour les femelles, celles-ci étaient comprises entre 82 et 285 mm (160 ± 41 mm) et 4 et 200 g (47 ± 36 g). La population n'est pas normalement distribuée ($W = 0.99$, $P = 0.0001$). Le test du χ^2 démontre que les femelles sont plus représentées dans les petites tailles (70-169 mm) et qu'à l'inverse les mâles sont plus représentés dans les tailles plus importantes (170-249 et 250-312 mm) ($\chi^2 = 65.14$, $P < 0.05$).

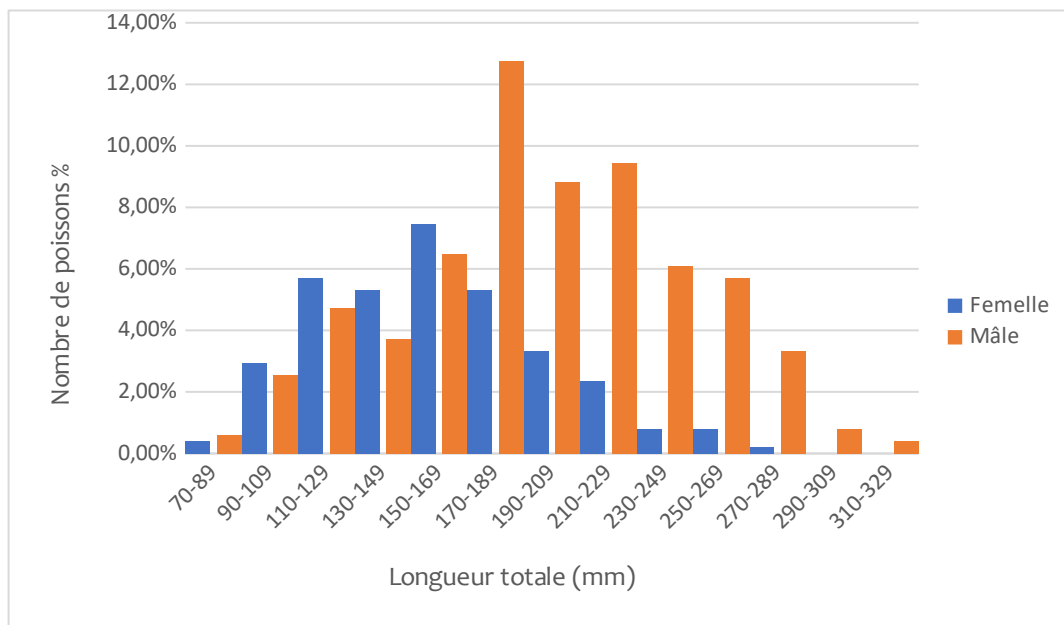


Figure 14. Distribution des tailles (LT) en fonction du sexe pour *H. robinii* en Martinique

La relation longueur-masse générale a été estimée pour *H. robinii* : le paramètre « b » était de 2.944, et le paramètre « a » était de 0.011 avec un coefficient de détermination (R^2) égal à 0,98. Pour les mâles, le paramètre « b » était de 2,959 et « a » de 0,010 ($R^2 = 0,98$) et, respectivement, de 2,911 et 0,012 ($R^2 = 0,97$) pour les femelles. Il existe une différence significative des paramètres « b » obtenus par rapport à la valeur théorique de 3 ($t = -2.74$, $P < 0.05$).

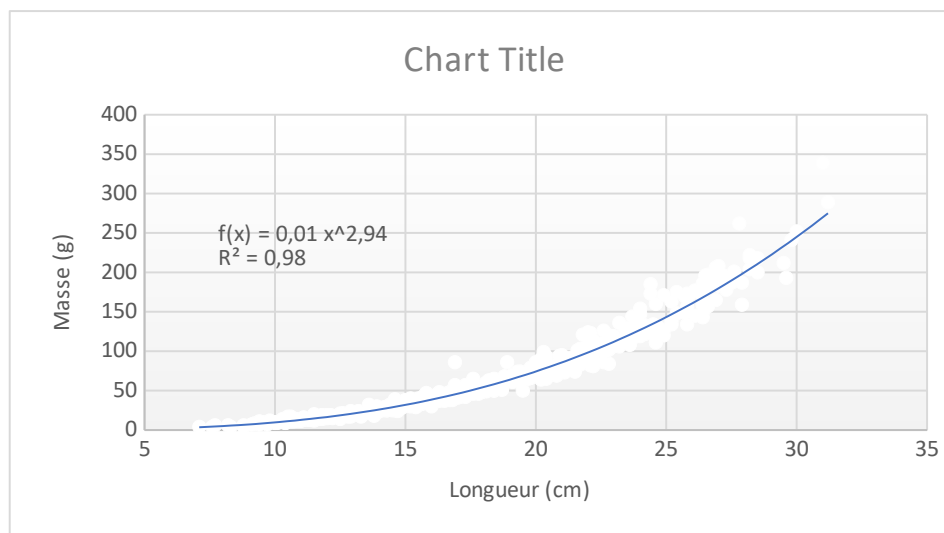


Figure 15. Relation longueur-masse générale pour *H. robinii* en Martinique

La moyenne des facteurs de condition K pour l'ensemble des individus d'*Hypostomus robinii* est de $1,11 \pm 0,16$. Il est compris entre 0,84 et 2,29 ($1,24 \pm 0,17$) pour les femelles et 0,80 et 1,45 ($1,05 \pm 0,11$) pour les mâles, avec une différence significative en fonction du sexe ($Z = -13.09$, $P < 0.05$).

Pour le facteur de condition somatique K_1 , il est compris entre 0,84 et 2,28 ($1,21 \pm 0,17$).

Pour le facteur de condition des gonades ΔK , il est compris entre 0 et 0,26 ($0,02 \pm 0,05$).

3. Sexe ratio

Les mâles représentaient 64% de l'ensemble des individus pêchés contre seulement 34% pour les femelles et 3% pour les individus non déterminés soit un sexe ratio général de 1.89 : 1 (mâles : femelles). Le test du χ^2 confirme que le sexe ratio est déséquilibré et diffère significativement du ratio 1:1 attendu ($\chi^2 = 48.42$; $P < 0.05$).

Classes de taille	Mâles		Femelles		Non déterminés	
	n	%	n	%	n	%
70-169 mm	92	42,8	111	51,6	12	5,6
170-249 mm	189	75,3	60	23,9	2	0,8
250-312 mm	52	91,2	5	8,8	0	0,0

Tableau 5. Nombre de poisson et sexe ratio (%) en fonction de trois différentes classes de tailles (LT) pour *H. robinii* en Martinique

L'Indice Gonado-Somatique (IGS) pour les femelles était compris entre 0,02 et 18,32 ($1.86 \pm 3,61$).

Il existe une forte corrélation positive entre l'IGS et le facteur ΔK ($r_s = 0.62$, $P < 0.001$), une corrélation positive entre l'IGS et le facteur K ($r_s = 0.24$, $P = 0.001$), et une autre plus modérée entre l'IGS et la LT ($r_s = 0.16$, $P < 0,05$).

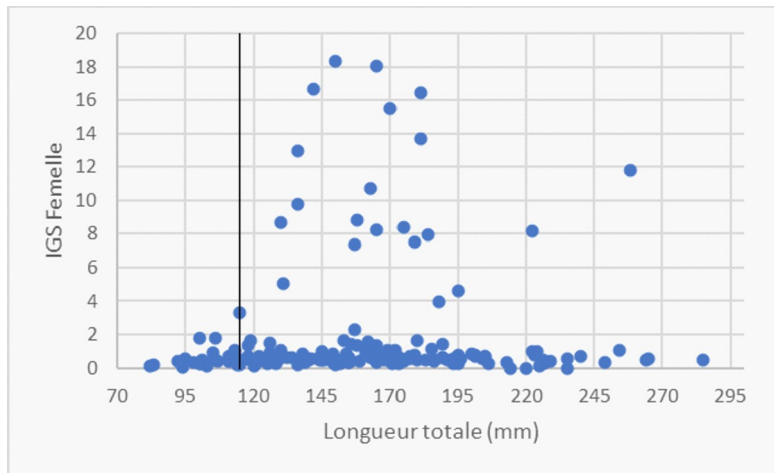


Figure 16. Répartition de l'IGS des femelles en fonction de leur longueur totale

B. Capture marquage recapture

À la suite de la maintenance en mésocosme, aucun rejet de l'implant ni mortalité n'a été observé sur les individus maintenus.

Station	Brasserie Lorraine
Estimation basse de la population	805
Estimation de la population	2133
Estimation haute de la population	3461
Densité basse (individu / m ²)	2
Densité (individu / m²)	5
Densité haute (individu / m ²)	8
Biomasse moyenne (g / m²)	420

Tableau 6. Estimation des tailles de population par la méthode CMR

Lors de la CMR, les individus collectés avaient une longueur totale et une masse comprises entre, respectivement, 107 et 310 mm (197 ± 41 mm) et entre 11 et 282 g (84 ± 55 g). La population suit une loi normale ($W = 0.97$, $P = 0.006$).

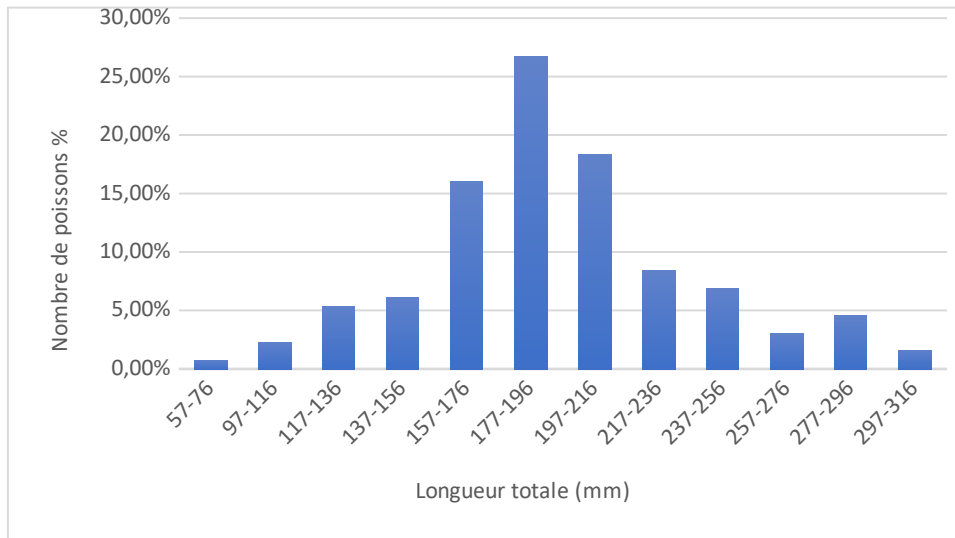


Figure 17. Distribution des tailles (LT) pour la population d'*H. robinii* échantillonnée à Brasserie Lorraine lors de la CMR

La relation longueur-masse générale a été estimée pour la population d'*H. robinii* échantillonnée à Brasserie Lorraine lors de la CMR : le paramètre « b » était de 2.983, et le paramètre « a » était de 0.010 avec un coefficient de détermination (R^2) égal à 0,97.

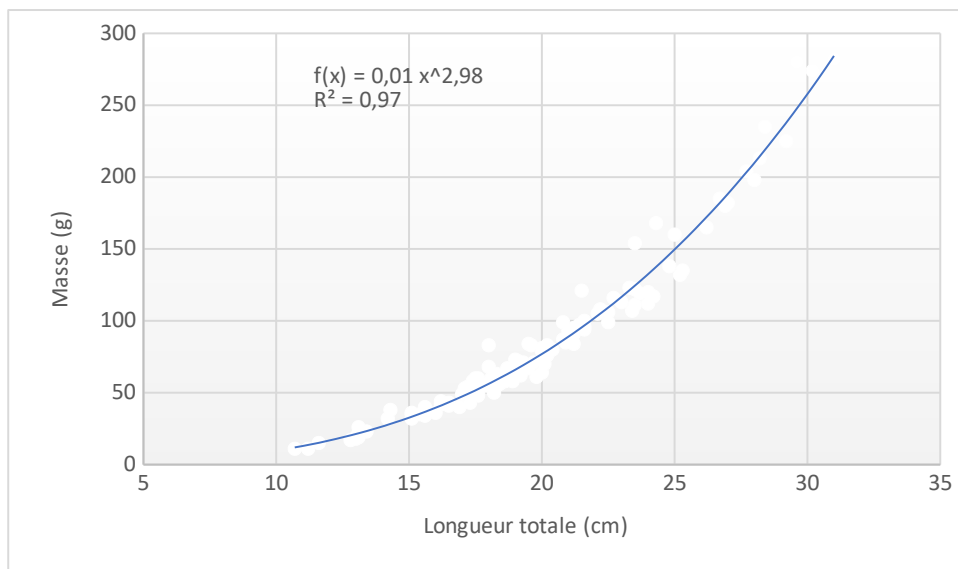


Figure 18. Relation longueur-masse générale pour la population d'*H. robinii* échantillonnée à Brasserie Lorraine lors de la CMR

Le facteur de condition K pour la population de Brasserie Lorraine est compris entre 0,82 et 1,49 ($1,02 \pm 0,11$).

C. Impact du Pléco sur les cycles biogéochimiques

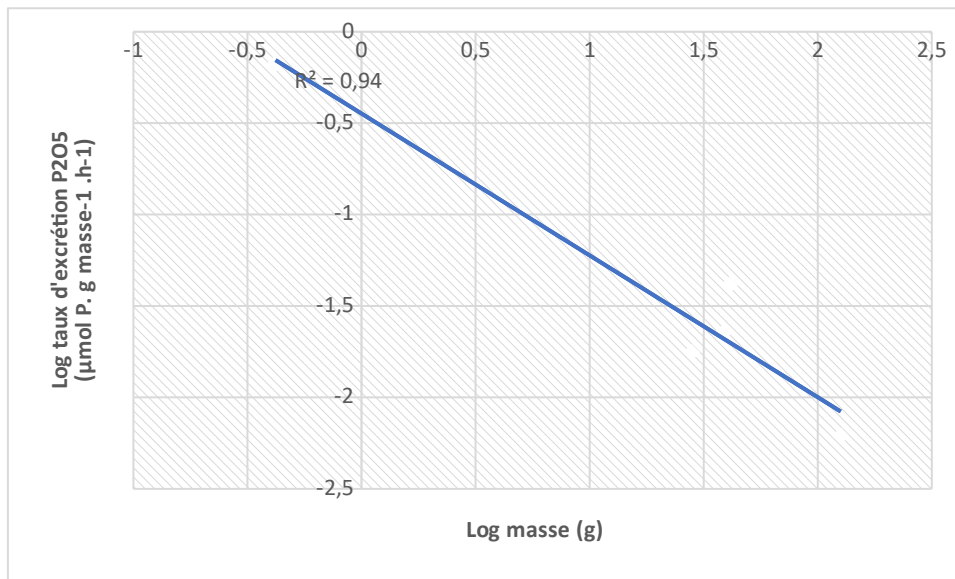


Figure 19. Taux d'excrétion en phosphore (P_2O_5) de différentes espèces dulciroles de Martinique en fonction de leur masse

Le taux d'excrétion en phosphore (P) est la plus élevée pour *Sicydium sp.*, avec $0,670 \mu\text{mol P.g}^{-1}.\text{h}^{-1}$, contre $0,006 \mu\text{mol P. g}^{-1}.\text{h}^{-1}$ pour les *H. robinii* de grande taille. Entre les deux, les trois autres modalités ont des taux d'excrétion proches, compris entre $0,017$ et $0,041 \mu\text{mol P.g}^{-1}.\text{h}^{-1}$. Pour l'excrétion en P en fonction de la masse et de l'espèce, celle-ci est négativement corrélée à la masse.

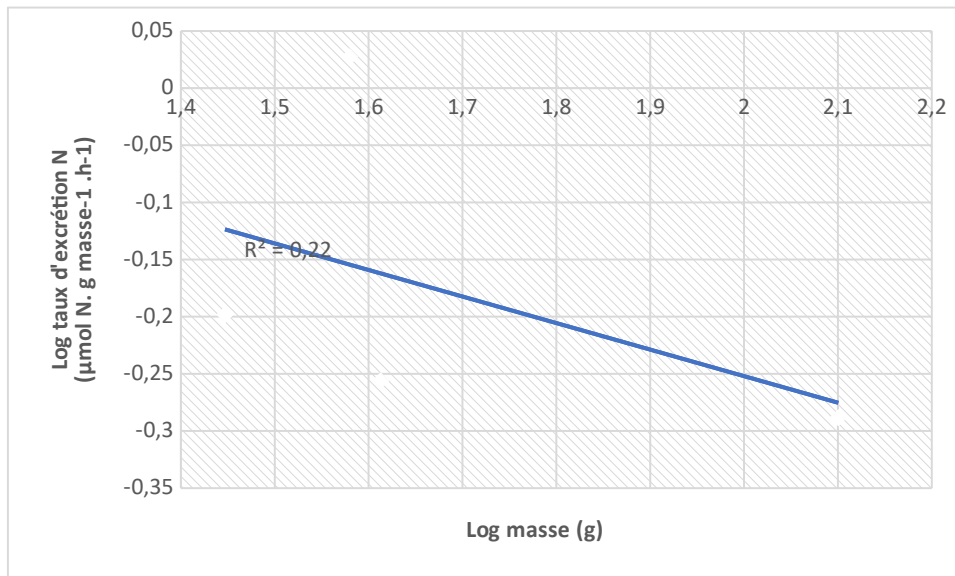


Figure 20. Taux d'excrétion en ammonium (NH_4^+) de différentes espèces dulciroles de Martinique en fonction de leur masse

Le taux d'excrétion en ammonium (N) est similaire entre les espèces et varie de $0,51$ à $0,63 \mu\text{mol } NH_4^+ - N. g^{-1}.\text{h}^{-1}$, respectivement pour les *H. robinii* de grande taille et *Cherax quadricarinatus*. Néanmoins, pour les *H. robinii* de petite taille, le taux d'excrétion est bien plus élevé atteignant $1,06 \mu\text{mol } NH_4^+ - N. g^{-1}.\text{h}^{-1}$. Pour l'excrétion en N en fonction de la masse et de l'espèce, celle-ci est, de manière modérée, négativement corrélée à la masse.

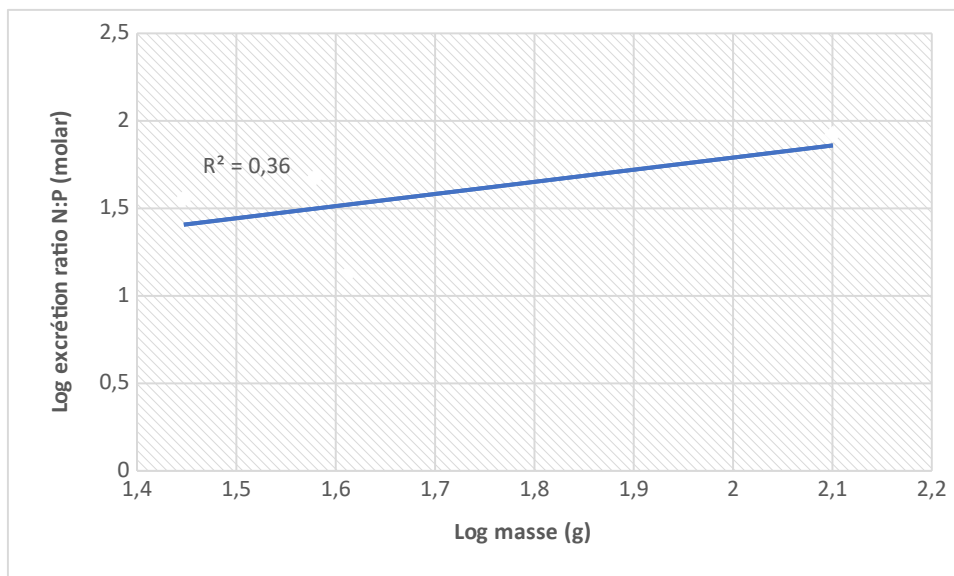


Figure 21. Ratio du taux d'excrétion N:P de différentes espèces dulcicoles de Martinique en fonction de leur masse

Le ratio d'excrétion N:P varie fortement entre les modalités, allant de 13 à 84, respectivement pour *Oreochromis mossambicus* et *H. robinii* (grande taille).

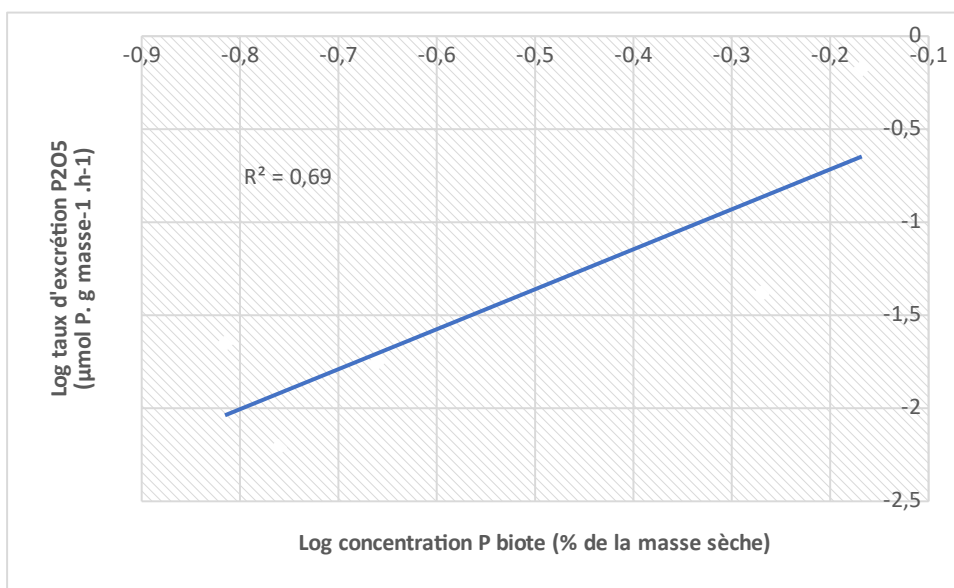


Figure 22. Taux d'excrétion en phosphore (P_2O_5) de différentes espèces dulcicoles de Martinique en fonction de leur concentration en phosphore

La concentration en P est la plus faible pour les deux modalités d'*H. robinii*, 0,15% et 0,17%, avec *Cherax quadricarinatus* qui a une concentration de 0,22%. A l'inverse, *Sicydium sp.* possède la concentration la plus élevée avec 0,68% suivi d'*Oreochromis mossambicus* avec 0,54%.

Elément chimique	Reminéralisation brute ($\mu\text{mol.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$)		
	Estimation basse	Estimation haute	Moyenne
Phosphore	2,6	9,3	6,0
Ammonium	214	445	330

Tableau 7. Reminéralisation brute du phosphore et de l'ammonium d'*H. robinii* à Brasserie Lorraine

A Brasserie Lorraine, la reminéralisation brute d'*H. robinii* est comprise entre 2,6 pour les Plécos de grande taille et 9,3 $\mu\text{mol P.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$ pour ceux de petite taille. Pour la reminéralisation en ammonium, elle est comprise entre 214 pour les Plécos de grande taille et 445 $\text{N.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$ pour les *H. robinii* de petite taille.

IV. Discussion

Dans ce rapport, les résultats relatifs à la caractérisation d'*Hypostomus robinii* en tant qu'EEE des cours d'eau de Martinique a été présentée. Bien que non documentée, son introduction en 2018 semble avoir pour origine l'aquariophilie comme d'autres espèces de Loricariidae ont pu être observées dans les magasins spécialisés.

État de l'écologie et de la biologie de l'espèce

Connue uniquement dans une station en 2018, les résultats montrent une importante progression, même si cette espèce semble être localisée dans le centre et le sud de l'île. La méthode ADNe a permis de détecter *Hypostomus robinii* dans 20% des sites échantillonnés. La méthode ADNe apparaît plus efficace que les campagnes de piégeage puisque 18 stations se sont révélées positives contre 14 confirmations par pêche soit un taux de confirmation de l'ordre de 77%. Cela constitue un taux de confirmation très élevé si l'on compare cela à d'autres études publiées comme Tréguier *et al.* (2014) avec l'écrevisse *Procambarus clarkii* ou Hinlo *et al.* (2017) avec *Misgurnus anguillicaudatus*, poisson de fond. A cela s'ajoute des assec partiels au moment des pêches, comme pour la rivière de la Pagerie (station « Golf Trois Ilets »), ce qui ne facilite pas les captures. Également, aucun Pléco n'a été pêché à la station « Pont N8 » (rivière La Manche), néanmoins, des individus ont été vus dans les nasses d'un pêcheur et plusieurs ont pu être pêchés dans le cadre de l'étude plus en amont (station « Duchâtel St-Pierre »). Plusieurs hypothèses peuvent être émises pour expliquer la non-confirmation par pêche dont notamment la possible présence en amont de l'espèce par rapport au lieu de prélèvement de la station, ou la très faible densité de Plécos qui ne permet pas d'avoir une bonne efficacité de capture. La méthode ADNe semble donc être un procédé efficace et rapide pour la détection précoce lors de la colonisation d'un cours d'eau. La faible probabilité de faux positif *in-situ* obtenue confirme l'efficacité de l'utilisation de la méthode. Un matériel plus sophistiqué, comme une unité de filtration Sterivex, permettrait également de réduire davantage ces risques comme celle utilisée par Tingley *et al.* (2020). Cependant, comme le taux de confirmation est très élevé, cela ne s'avère pas nécessaire. Le volume filtré permettant une détection optimale de l'espèce se situe entre 600 et 2000 ml. Cependant, on observe également des probabilités de détection plus élevées à des volumes faibles alors que celles-ci sont normalement plus élevées à des volumes plus importants (Sepulveda *et al.*, 2019, Cantera *et al.*, 2019). Cela peut être dû à la présence d'inhibiteur qui empêcherait l'amplification de se réaliser lors de la qPCR. En effet, lorsqu'un grand volume d'eau est filtré, les inhibiteurs sont plus concentrés.

Concernant la densité de population estimée à la station « Brasserie Lorraine », celle-ci semble déjà très élevée même si sa présence semble très récente. En effet, Capps et Flecker (2013a) ont estimé les populations de *Pterygoplichthys sp.*, espèce de Pléco dont les invasions sont les plus documentées, de la rivière Chacamax au Mexique à environ 3 individus/m². Dans cette étude, la population a triplé en 2 ans avec une augmentation de la biomasse de 100g/an environ pour atteindre 230g/m². Néanmoins, comme la variance de l'estimation est large, il serait intéressant de réitérer la CMR, en ajoutant un 2nd événement de capture pour affiner l'estimation. Cette méthode est idéale pour suivre, d'une part, l'évolution d'une population récemment introduite afin d'obtenir des informations sur sa dynamique, mais elle permet aussi de pouvoir renseigner sur les déplacements d'individus marqués et recapturés au sein des différentes rivières envahies et de suivre la progression du front d'invasion.

Très peu d'informations sont disponibles sur les populations d'*H. robinii* en milieu naturel, cependant à partir des relevés morphométriques effectuées, il a pu être déterminé qu'*Hypostomus robinii* avait une croissance allométrique négative (figures 15. et 18.). Les valeurs de « b » observées, bien que significativement différente de la valeur théorique de 3, peuvent démontrer d'un mauvais état de santé des individus ou bien la conséquence de conditions environnementales particulières (Sales *et al.*, 2016). Néanmoins, cela peut aussi être dû à la sélectivité des nasses sur une forme particulière du poisson ou simplement que l'espèce a tendance à grandir plus vite qu'elle ne grossit.

Pour le facteur de condition K, celui-ci est généralement associé à l'IGS afin de déterminer les périodes de reproduction favorables des Loricariidae (Gomes *et al.*, 2011, Viana *et al.*, 2008, De Fries *et al.*, 2018, Zardo et Behr, 2015). En effet, ce facteur met en avant une allocation de l'énergie pour la reproduction et la croissance somatique (Gomes et Araújo, 2004). Ceci est confirmé pour le Pléco *Loricariichthys castaneus*, où il y a une corrélation entre les valeurs basses de K et l'augmentation de l'IGS (Gomes *et al.*, 2011). Zardo et Behr (2015) ont aussi observé une corrélation entre le pic de maturation des gonades et le facteur K pour *Loricariichthys melanocheilus*. Comme pour cette étude, Viana *et al.* (2008), ont également trouvé un lien entre le facteur de condition K et l'IGS pour *Hypostomus cf. ancistroides*. Comme ces mêmes relations ont pu être observées pour *H. robinii*, on peut alors supposer que celui-ci suit les mêmes tendances et que le facteur de condition K sera plus faible après le pic de reproduction.

Deux points essentiels sont à retenir concernant sa reproduction, d'une part, le sexe ratio, déséquilibré à la faveur des mâles, et d'autre part, la maturité précoce des femelles. Un sexe ratio déséquilibré comme dans cette étude peut être induit par deux facteurs : un biais d'échantillonnage lié aux engins de captures, les mâles étant plus grands ils peuvent avoir accès plus facilement aux nasses, ou cela peut être dû à une différence de mortalité intersexe, les mâles vivant plus longtemps que les femelles qui investissent beaucoup d'énergie pour la reproduction (Mazzoni *et al.*, 1995). Les mâles de la famille des Loricariidae, dont *Hypostomus robinii*, sont connus pour creuser des terriers en période de reproduction et apporter une protection aux œufs (Nico *et al.*, 2009, Suzuki *et al.*, 2000, Deacon, 2015). Une taille accrue des mâles par rapport aux femelles bénéficie aussi au comportement de soin parental apporté par les mâles (Guo *et al.*, 2013, Pompei *et al.*, 2015). Par conséquent, les mâles sont moins facilement capturables pendant la période de reproduction. Jiao *et al.* (2020) ont également observé ce phénomène avec *Tridentiger bifasciatus*, où le sexe ratio moyen est de 0.40 : 1 (Femelle : Mâle) en période de repos de reproduction, avant d'atteindre 2.42 : 1 (Femelle : Mâle) en moyenne pendant la période de reproduction. Ces résultats sont contradictoires avec l'étude de Cook-Hildreth *et al.* (2016) chez une espèce proche, *Hypostomus cf. niceforoi*. Dans cette étude, les femelles possèdent des tailles plus importantes et la population présente un sexe ratio déséquilibré en faveur des femelles. Cela peut être dû à dimorphisme sexuel propre à chaque espèce. En Martinique, les résultats suggèrent également une taille de maturité sexuelle très faible pour les femelles, à partir de 115 mm.

On compte trois traits biologiques relatifs à la reproduction selon Winemiller et Rose (1992), la stratégie opportuniste (croissance rapide, maturation précoce et énergie plus importante allouée à la reproduction), la stratégie équilibrée (soin parental, œufs larges) et la stratégie périodique (longévité importante, reproduction cyclique, exclusif à la sous-famille Rhinelepinæ chez les Loricariidae), ainsi que la manière dont les populations vont réagir à leur environnement (Winemiller *et al.*, 2005, Borzone Mas *et al.*, 2019). Ces trois stratégies permettent de faciliter à différentes échelles l'établissement de populations d'espèces envahissantes dans leur milieu d'accueil et celles-ci sont susceptibles d'évoluer au fil des stades d'envahissement et de leur environnement (Gibbs *et al.*, 2017). En Martinique, les

populations observées ont une maturation précoce des femelles et une taille réduite de celles-ci, ce qui a pour effet de favoriser des œufs plus petits mais par conséquent une fécondité accrue, typique des populations dites opportunistes (Sales *et al.*, 2016). Cela est cohérent par rapport au jeune âge des populations martiniquaises qui permet de faciliter l’envahissement en favorisant le développement des populations (Bøhn *et al.*, 2004, Feiner *et al.*, 2012).

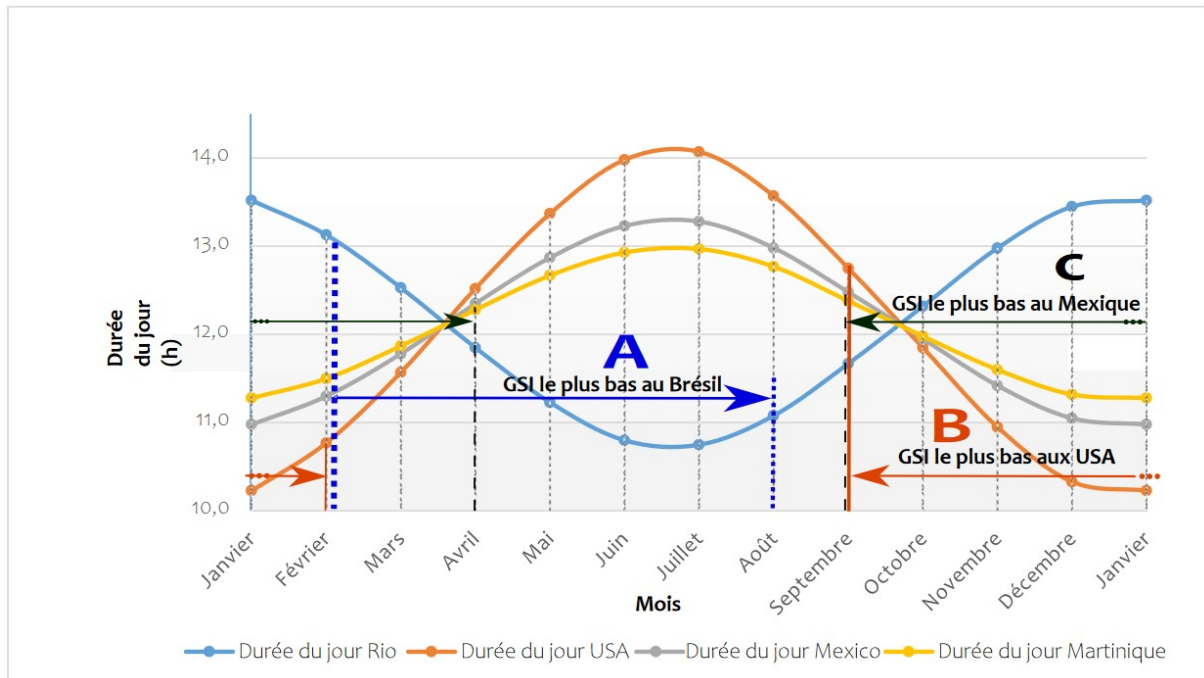


Figure 23. Comparaison de période de repos de reproduction (basé sur les valeurs basses de l'IGS) pour différentes espèces de Loricaridae en Amérique du Sud (Brésil) et Amérique du Nord (Etats-Unis et Mexique) avec la photopériode annuelle comme composante principale. A – Issu de De Fries *et al.* (2018), l'IGS moyen était inférieur à 2 sur cette période ; B – Issu de Cook-Hildreth *et al.* (2016), l'IGS moyen était inférieur à 2 sur cette période ; C – Issu de Rueda-Jasso *et al.* (2013), l'IGS moyen était inférieur à 0.8 sur cette période. La durée des jours a été déterminé sur timeanddate.com (29/09/20)

En Martinique, l'étude ne s'étant pas déroulée sur une année complète, il est difficile d'affirmer avec certitude la période de reproduction d'*H. robinii*. Dans l'état actuel des connaissances, il est possible d'affirmer que celle-ci ne se situe pas en août ni en septembre au vue des faibles valeurs d'IGS obtenues. Rueda-Jasso *et al.* (2013) ont trouvé une correspondance entre la saison des pluies et le pic de reproduction de *Pterygoplichthys disjunctivus*, hypothèse confortée par De Fries *et al.* (2018) avec *Hemiancistrus fuliginosus* et *Hypostomus isbrueckeri*. La température et la photopériode aurait une influence moindre sur la reproduction. Selon Cook-Hildreth *et al.* (2016), une photopériode moins importante, comme au Mexique et en Martinique (figure 23.), expliquerait que la période de reproduction soit moins saisonnière que dans les pays situés à des latitudes plus basses ou élevées comme le Brésil et les Etats-Unis. Bien qu'il soit difficile de comparer avec d'autres espèces de Pléco évoluant dans des situations géographiques différentes, on peut donc estimer une fourchette large du pic de reproduction d'*H. robinii* qui se situerait entre janvier et juin. Il serait intéressant de faire cette étude à d'autres mois de l'année pour en apprendre plus sur les activités de ces poissons et leur mode de reproduction.

Impact sur l'environnement martiniquais

Un seul impact a été étudié lors de ce stage, la capacité potentielle des Plécos à modifier les cycles biogéochimiques, impact d'importance similaire voir supérieure à la compétition trophique selon Orfinger et Gooding (2018). Pour l'excrétion en ammonium, les valeurs obtenues pour *Sicydium sp.* n'étaient pas suffisamment significatives pour être quantifiées ce qui explique son absence des figures 20. et 21.

Bien que la concentration en P d'*H. robinii* soit la plus faible de la faune échantillonnée, les Loricariidae ont normalement des concentrations bien supérieures aux autres poissons (5,5-6% contre 2-4%) (Vanni *et al.*, 2002, Capps et Flecker, 2013a). Dans de telles conditions, Hillebrand *et al.* (2008) met en avant une limitation en P des poissons brouteurs plutôt qu'une faible demande en P. Les *Sicydium sp.*, poissons brouteurs de Martinique, ont montré la plus forte concentration en phosphore. Pour *Pterygoplichthys spp.*, il a également été montré que la concentration en phosphore du milieu avait un impact sur la maturité des deux sexes (Wei *et al.*, 2018).

Au sein de la même espèce, les différences d'excrétion en phosphore peuvent être due à une différence de sexe, de régime alimentaire, de l'espace, du temps ou de la taille des individus (Vanni *et al.*, 2002, Moody *et al.*, 2015, Wei *et al.*, 2018, Capps et Flecker, 2013b). Comme les Loricariidae sont des espèces qui séquestrent le phosphore, les résultats obtenus sont cohérents par rapport à *Pterygoplichthys spp.* étudié par Wei *et al.* (2018) et pour 6 autres espèces de Loricariidae (Vanni *et al.*, 2002). Comme supposé par Vanni *et al.* (2002), une différence a été observée entre les deux classes de tailles étudiées, qui peut également avoir été influencé par le sexe des individus étudiés. De manière générale, on observe que les espèces les plus concentrées en phosphore sont également celles avec les taux d'excrétion les plus élevées.

Pour les taux d'excrétion en ammonium, ceux-ci sont influencés par des facteurs similaires à ceux observés pour le phosphore exception faite du régime alimentaire selon Moody *et al.* (2015). Contrairement à ce qui a pu être observé pour l'excrétion en phosphore, les *Hypostomus robinii* de petite taille possèdent les plus fort taux d'excrétion en ammonium, résultat similaire aux études faites sur les Loricariidae par Vanni *et al.* (2002), Wei *et al.* (2018) ou encore Capps et Flecker (2013a). Pour *Cherax quadricarinatus*, il a été démontré que les invertébrés tropicaux possèdent, en moyenne, des taux d'excrétion en ammonium plus élevés que les populations piscicoles (Atkinson *et al.*, 2019). Cela peut expliquer son fort taux d'excrétion par rapport à *Oreochromis mossambicus* et aux individus de grande taille d'*H. robinii*. Aussi, le ratio du taux d'excrétion en ammonium est le plus élevé pour les deux modalités d'*H. robinii*, justifié par le fait que les Loricariidae soient d'importants excréteurs d'ammonium et des puits à phosphore (Capps et Flecker, 2013a).

Les taux d'excrétion en ammonium et phosphore pour une densité de population de 5 individus/m² (estimation faite par CMR à Brasserie Lorraine) sont semblables à ceux rapportés par Capps et Flecker (2013a). Dans leur étude, ils estiment les taux d'excrétion à 191 $\mu\text{mol N.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$ et 7,5 $\mu\text{mol P.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$ pour *Pterygoplichthys sp.* avec une densité d'environ 3 individus/m² représentant une biomasse de 230 g.m⁻². En Martinique, pour *H. robinii*, on obtient des taux d'excrétion moyens de 330 $\text{N.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$ et 6,0 $\text{P.h}^{-1}.\text{m}^{-2}$ avec une densité de 5 individus/m² pour une biomasse de 420 g.m⁻². On peut supposer que la différence observée pour la reminéralisation en phosphore entre l'étude de Capps et Flecker (2013a) et celle effectuée en Martinique est due à une différence de la concentration en phosphore du milieu qui oblige *H. robinii* à réduire son taux d'excrétion pour assurer sa croissance comme décrit par Hillebrand *et al.* (2008). Il peut également s'agir d'une différence liée à l'espèce.

Ces résultats sont tout à fait cohérent par rapport à la réputation des Loricariidae concernant leur rôle dans la dynamique des nutriments des écosystèmes dulcicoles. En effet, comme

démontré entre autres par Vanni *et al.* (2002) avec 6 espèces issues de 6 genres différents des Loricariidae, les Plécos sont des puits à phosphore mais d'importants excréteurs de matière azotée. Avec des taux d'excrétion en phosphore faible couplés à une concentration du corps forte en phosphore, ils immobilisent cet élément des écosystèmes qu'ils occupent par leurs fortes densités de population. A contrario, ils possèdent des taux très élevés d'excrétion en ammonium, et fournissent jusqu'à 25 fois plus de nutriments que l'ichtyofaune locale (Capps et Flecker, 2013a).

De manière générale, il serait important de multiplier le nombre de réplicats par espèce, ainsi que le nombre d'espèce étudiée afin d'obtenir une meilleure représentation des dynamiques des nutriments au sein des rivières de Martinique comme celles-ci n'ont pas été documentées jusqu'alors.

Vis-à-vis des impacts sur la faune et la flore, la méthode des isotopes stables permettra, par exemple, de mettre en évidence la présence d'œufs d'autres espèces de poisson, ou encore, une ingestion excessive et spécifique d'algues pouvant entraîner un déséquilibre. Bien que la principale préoccupation soit sa probable compétition trophique avec *Sicydium sp.*, d'autres espèces autochtones comme *Eleotris perniger*, pourraient également être impactées notamment à cause de la prédation sur les œufs (Torres-Pineda et Armbruster, 2020). Cette préoccupation est justifiée puisque les *Sicydium sp.* ont une alimentation composée d'algues et de biofilm (Coat *et al.*, 2009). On peut également mentionner *Neritina punctulata*, mollusque dulcicole au bol alimentaire similaire. Pour *Pterygoplichthys sp.*, Capps et Flecker (2015) ont montré une baisse de près de 50% de la biomasse algale et de l'épilithon¹⁰.

Concernant les risques d'asphyxie des oiseaux piscivores, aucun cas n'a été observé en Martinique.

Bien que la nidification ait été documentée pour *H. robinii*, aucun site de ponte de ce genre n'a été observé en Martinique jusqu'à présent (Deacon, 2015). Ce comportement qui provoque de l'érosion, entraîne souvent un autre impact, l'augmentation de la turbidité, difficile à quantifier mais qui pourrait être observée par l'élevage de quelques spécimens en mésocosme.

Aucun individu disséqué ne semblait victime de parasitose, impact jugé mineur par Orfinger et Goodding (2018) comme aucun transfert aux espèces autochtones n'a encore été observé.

Pour les impacts socio-économiques, compte tenu de l'interdiction de la pêche en rivière en Martinique, les dégradations matérielles ainsi que les potentielles contaminations via ingestion sont négligeables voir nulles.

Mesures de gestion et de lutte

Au cours de ce stage, des premières mesures ont été prises afin d'endiguer rapidement la colonisation d'*Hypostomus robinii* dans de nouveaux habitats martiniquais. En effet, celui-ci, et plus largement l'ensemble des espèces appartenant à la famille des Loricariidae, a été inscrit sur l'arrêté faune de niveau 2 des EEE de Martinique (NOR:TREL2015788A). Ainsi, la commercialisation de toute espèce de Loricariidae est interdite et les particuliers détenant ces espèces doivent se déclarer en préfecture.

De plus, afin d'assurer une veille, que ce soit pour ce poisson mais plus largement sur les écosystèmes dulcicoles, une réunion a été effectuée avec des représentants de l'aquariophilie martiniquaise insistant sur les points suivants : la réglementation actuelle en matière d'EEE,

¹⁰ L'épilithon correspond au périphyton qui colonise des supports minéraux grossiers (cailloux, graviers).

les leviers d'action en matière d'EEE dulcicoles ainsi que les nouvelles stations de présence d'EEE mais également de certaines espèces d'intérêt (par exemple *Anablepsoides cryptocallus*, poisson endémique de Martinique).

Toutes ces activités s'articulent principalement autour de l'axe 1 et 4 de la stratégie nationale relative aux EEE, réalisée en 2016 par le Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer, à savoir la prévention de l'introduction et de la propagation des EEE (axe 1), et la communication, la sensibilisation, la mobilisation et la formation (axe 4).

Pour l'axe 1 relatif à la prévention de l'introduction et de la propagation des EEE, la première étape permettant de lutter efficacement contre une EEE est sa détection précoce, étape dont la méthode par ADNe semble la plus adaptée, que ce soit dans la documentation ou via les résultats obtenus par cette étude (Robson *et al.*, 2016).

Dans un premier temps, il serait nécessaire de déterminer précisément la distance de détection de l'espèce afin d'avoir une meilleure représentation de la distribution spatiale d'*H. robinii*. Cela demande beaucoup de précaution comme il est nécessaire d'introduire temporairement un animal dans un espace non envahi et nécessiterait une dérogation par rapport à la réglementation EEE. Pour cela, plusieurs individus doivent être maintenus dans une nasse, et les prélèvements ADNe doivent être effectués à différentes distances du piège. Par conséquent, cela demande un cours d'eau avec une hydromorphologie particulière, notamment une grande longueur ainsi qu'un accès aisé afin de faciliter les échantillonnages.

Une proposition de campagne d'échantillonnage ADNe a été formulée afin, d'une part, de détecter de nouvelles introductions d'*Hypostomus robinii* dans des sites prioritaires, et d'autre part, d'affiner sa distribution spatiale via la détermination des fronts de colonisation (Tableau 8.). La campagne d'échantillonnage devra être effectuée préférentiellement pendant le carême comme l'influence de la température de l'eau semble dépendante des espèces étudiées et des gammes de température mais que les probabilités de détection semblent plus fortes lors des périodes d'étiage (Bylemans *et al.*, 2019, Robson *et al.*, 2016). Pour les sites à échantillonner, chacun s'est vu attribué une note en fonction du nombre de critères qu'il comporte, chaque critère comptant pour un point. Plus le nombre de points est important, plus la station est importante à suivre. Le critère écologique correspond aux cours d'eau dont tout, ou partie, du tracé traverse une zone d'intérêt écologique particulière (RBI, ZNIEFF ...). Les bassins versants (BV) importants correspondent aux sept principaux BV de Martinique, dont la superficie s'étend de 20 km² pour le BV de la Roxelane, à 116 km² pour le BV de la Lézarde. Le critère « front de colonisation » est applicable pour les cours d'eau déjà envahis, mais dont les stations ci-dessous, situées sur ces cours d'eau, n'ont pas montré de présence de Pléco pour le moment. Le suivi de ce critère permettra de connaître la vitesse de colonisation de l'espèce. Le critère « détection précoce », lui, s'applique pour des cours d'eau non envahis, mais dont le suivi régulier permettrait de mettre en place une stratégie adaptée si une nouvelle introduction venait à arriver.

L'ensemble des stations mentionnées sont des stations étudiées lors de ce stage exceptée la station Fonds Fougères, nouvellement créée afin de déterminer le front de colonisation de l'espèce en amont de la rivière Blanche, affluent de la Lézarde, dont la source se situe à la fois en ZNIEFF et en RBI.

Station	Critères d'intérêt	Note	Point GPS
Rivière Caleçon	Serait présent mais pas capturé	1	-60.963192,14.613363
Denel	BV important + front de colonisation	2	-60.996060,14.718692
Pont Bassignac	BV important + front de colonisation	2	-60.984345,14.731905
Fonds Galion Saint-Luce	BV important + front de colonisation	2	-61.016493,14.734641
Renault St-Pierre	BV important + détection précoce	2	-61.163698,14.753771
Trois Ponts	BV important + détection précoce	2	-61.160541,14.757176
Route de Depaz	BV important + détection précoce	2	-61.163640,14.757934
Petit-Bourg	BV important + détection précoce	2	-60.959971,14.547502
Parcours St-Esprit	BV important + détection précoce	2	-60.940172,14.557838
Diamant – Pont Bassin Salé	Ecologique + détection précoce	2	-61.010323,14.481292
Pont Madeleine	Ecologique + BV important + détection précoce	3	-60.904516,14.496137
Guénot	Ecologique + BV important + détection précoce	3	-60.897733,14.489346
Mackintosh	Ecologique + BV important + détection précoce	3	-61.116743,14.777849
Saut Babin	Ecologique + BV important + détection précoce	3	-61.102809,14.813639
Vallée Capot	Ecologique + BV important + détection précoce	3	-61.091983,14.837117
Séguineau	Ecologique + BV important + détection précoce	3	-61.044569,14.824479
Ravine Lorrain	Ecologique + BV important + détection précoce	3	-61.052057,14.800912
Cœur Bouliki	Ecologique + BV important + front de colonisation	3	-61.070306,14.700746
Quartier Hôtel Plaisirs	Ecologique + BV important + front de colonisation	3	-61.050676,14.685957
Fonds Fougères	Ecologique + BV important + front de colonisation	3	-61.045858,14.707935

Tableau 8. Exemple de sites à échantillonner pour la détection et le suivi des populations d'*H. robinii* (Rouge : BV de la Lézarde, Bleu foncé : BV du Galion, Orange : BV de la Roxelane, Bleu clair : BV de Rivière Pilote, Blanc : BV de Rivière Fond Placide, Vert : BV de Rivière Salée, Jaune : BV de la Capot, Gris clair : BV du Lorrain)

Pour le second axe, il est nécessaire d'élaborer un protocole à appliquer lors de la détection de l'espèce. Un seul cas d'éradication réussie de Loricariidae a été documenté, celle-ci n'étant faisable que pour des populations limitées géographiquement et numériquement (Hill et Sowards, 2015). Celle-ci peut aussi bien être effectuée de manière mécanique avec l'utilisation de pièges, chimique, mais également biologique avec, par exemple, l'introduction de population de prédateurs (Davison *et al.*, 2017).

Les prédateurs naturels connus en Martinique sont assez limités, on peut notamment mentionner l'anguille, deux espèces de brochets ainsi que *Eleotris perniger* et *Gobiomorus dormitator*, et dans une certaine mesure *Cherax quadricarinatus*, l'écrevisse envahissante, dont des cas de prédation ont pu être observés lors des pêches à la nasse (Lim *et al.*, 2002). Néanmoins, la distribution des brochets se cantonne au sud de l'île, zone géographique exempt actuellement de populations de Pléco. *Eleotris perniger*, dont la taille adulte n'excède pas les 25 cm, n'a pas la capacité de prédater des adultes d'*H. robinii*, néanmoins, celui-ci a un rôle écologique similaire et la prédation sur les œufs et les juvéniles reste possible (Pezold et Cage, 2002). Compte tenu de l'importante répartition de l'espèce dans les cours d'eaux envahis, l'utilisation d'ichtyocide ne semble pas adaptée. Néanmoins, compte tenu du caractère grégaire et sédentaire d'*Hypostomus robinii*, confirmé lors de la CMR à Brasserie Lorraine où près de 75% des individus pêchés l'ont été sur seulement 40% de la surface du tronçon prospecté, on peut envisager de réduire drastiquement les effectifs. En effet, pour cette station, Brasserie Lorraine, les eaux de brassage sont rejetées au niveau de cette partie du tronçon, et on peut supposer que l'apport en nutriments crée un *hotspot*, comme présenté dans la partie II. D. 1., favorable au bon développement des populations introduites (Karatayev *et al.*, 2007). De plus, cela est en cohérence avec les résultats obtenus où un volume filtré faible

est en corrélation avec une forte probabilité de détection de l'espèce. En effet, un volume filtré faible est lié à un fort taux de MES¹¹. En communiquant avec l'entreprise, il serait bon de trouver une solution afin de limiter la concentration en nutriments des eaux de brassage afin d'endiguer la population.

Au vu des résultats obtenus avec cette étude et des échecs documentés par pêche électrique, le contrôle de la population par piégeage reste envisageable et bénéfique pour l'écosystème, l'éradication étant quasi-impossible (Blanton *et al.*, 2020, Britton *et al.*, 2011a, Nico et Walsh, 2011). Pour le protocole de capture, compte tenu de la CPUE, égal à 19 lors des captures de confirmation et de 13 lors de la CMR, on peut estimer que le taux de capture est d'environ 0,5 % de la population de la zone pour chaque pose d'un piège durant une nuit. Par l'utilisation de l'ensemble des nasses disponibles pour cette étude, on peut espérer capturer jusqu'à 4 % de la population par nuit. En appliquant la méthodologie décrite dans ce rapport entre janvier et juin, période supposée de pic de reproduction, il sera possible de réduire les effectifs globaux et principalement le nombre de femelles qui sont généralement plus facilement capturables à cette période compte tenu du soin apporté par les mâles aux œufs et juvéniles (Mazzoni et Caramaschi, 1997b). Aussi, en complément de cette méthode, il serait intéressant d'approfondir la reproduction de l'espèce, en confirmant l'absence de terriers durant cette période mais également en prospectant les différents rochers du cours d'eau, substrats préférentiels pour la reproduction des *Hypostomus* (Duarte *et al.*, 2011).

Enfin, afin de réduire les risques d'invasions biologiques, qui sont tout sauf aléatoire, il est nécessaire d'identifier plus précisément les pressions (Strayer, 2010). Les suivis DCE (qualité physico-chimique et biologique), qui permettent la formulation de recommandations pour le maintien d'un bon état écologique des cours d'eau, doivent être en cohérence avec les mesures de gestion des EEE.

Pour l'axe 3, relatif à l'amélioration et la mutualisation des connaissances, il est indispensable de continuer le dialogue avec la DEAL de Guadeloupe afin de pouvoir prédire les dynamiques de populations en Martinique. En effet, la Guadeloupe héberge également une espèce de Loricariidae, *Ancistrus triradiatus*, et ce depuis 2014. Aussi, la République Dominicaine est dans une situation similaire avec une invasion récente de *Pterygoplichthys pardalis* (Torres-Pineda et Armbruster, 2020). Par conséquent, il est primordial d'établir un contact avec leurs services environnementaux pour permettre la capitalisation de connaissances. Aussi, comme *Hypostomus robinii* est originaire de Trinité-et-Tobago, il est essentiel de communiquer avec les services locaux concernés afin d'obtenir des informations complémentaires sur l'espèce.

Concernant les leviers d'action mobilisables pour l'axe 4 relatif à la communication, sensibilisation, mobilisation et formation, même si la population semble consciente des dangers des invasions biologiques, celle-ci n'a pas toujours connaissance des espèces concernées ni des actions en cours, exception faite de l'Iguane commun. Par conséquent, il pourrait être intéressant de disposer des panneaux d'information dans des lieux jusque-là préservés mais très fréquentés, préférentiellement menacés, comme Cœur Bouliki en amont de la rivière Blanche. Aussi, bien que les professionnels concernés soient soumis à des formations à l'image des sapeurs-pompiers ou des militaires, la DEAL Martinique ou l'ODE pourrait effectuer des interventions en milieu scolaire afin de sensibiliser, dès le plus jeune âge, le grand public sur les risques d'invasions biologiques. A travers les réseaux aquariophiles, et même terrariophiles, il est important que les documents de sensibilisation circulent.

11 Matières En Suspension

Aussi, ce rapport ne permettant pas de dresser une liste exhaustive des informations relatives à *Hypostomus robinii* en Martinique, il est nécessaire de continuer l'acquisition de connaissances notamment les suivantes :

- Définir précisément s'il existe une, ou plusieurs, période de reproduction spécifique à l'espèce, ou si celle-ci se reproduit indépendamment de tout facteur, afin de déterminer la période préférentielle pour contrôler la population via les pêches
- Quantifier plus précisément ses impacts, notamment sur la faune locale, avec, entre autres, la méthode des isotopes stables
- Effectuer une étude phylogénétique pour déterminer plus précisément l'historique d'introductions et l'existence d'autres espèces
- Renouveler les CMR afin, d'une part, d'estimer régulièrement les densités de population et permettre de suivre la dynamique de celle-ci au cours des campagnes d'éradication et, d'autre part, de mieux connaître le déplacement de l'espèce en Martinique pour prendre cette nouvelle composante en compte dans le développement d'ouvrages en accord avec la Trame bleue

Enfin, il est essentiel de garder à l'idée que la lutte contre les EEE n'est pas une fin en soi mais une partie de ou des objectifs globaux de la Martinique en matière d'environnement, que sont aussi bien la restauration des habitats, que le maintien de la biodiversité autochtone ou encore la conservation des écosystèmes jusque-là préservés.

V. Conclusion

Cette étude avait pour but de caractériser *Hypostomus robinii* en tant qu'espèce exotique envahissante des cours d'eau martiniquais. Plus précisément, il était question de définir sa répartition en Martinique, d'améliorer les connaissances sur sa biologie et son écologie, définir ses impacts et déterminer les mesures de gestion et de lutte à mettre en place afin de limiter son expansion. De manière générale, ce travail s'inscrit dans une démarche conjointe de l'ODE et de la DEAL Martinique pour l'amélioration de la connaissance des écosystèmes dulcicoles de Martinique et de leur conservation.

Importé en Martinique pour son usage répandu en aquariophilie, *H. robinii* a probablement été introduit initialement dans le bassin versant de la Lézarde au regard des fortes densités observées lors des pêches. Étant donné sa grande capacité d'adaptation, l'espèce a su survivre dans son nouvel environnement et par la suite se reproduire, confirmée par la présence de juvéniles et de femelles matures. Compte tenu du nombre important de nouvelles stations découvertes lors de cette étude, celle-ci est devenue invasive en colonisant de nouveaux habitats.

Le bassin versant de la Lézarde regroupe actuellement les plus importantes populations de Pléco avec 50 % des stations identifiées. Afin de permettre une détection précoce de cette espèce, la méthode ADNe s'est révélée être un outil efficace par rapport à la méthode traditionnelle de pêche par nasses. Néanmoins, cette dernière a permis d'améliorer la connaissance sur la biologie d'*H. robinii* en Martinique et se révèle être un moyen de gestion intéressant compte tenu des captures importantes qu'elle a permis (jusqu'à plusieurs dizaines d'individus par nasse). Le protocole de Capture Marquage Recapture s'avère également intéressant pour le suivi de déplacement des populations afin d'anticiper l'expansion d'*H. robinii* dans de nouveaux milieux. Aussi, il permettra d'estimer d'autres densités de population, notamment, pour confirmer les protocoles de gestion. Bien qu'il s'agisse d'une étude préliminaire sur cette espèce, son impact sur les cycles biogéochimiques a pu être confirmé. Les études suivantes permettront de confirmer ou non une possible compétition trophique avec certaines espèces locales.

La Martinique en raison de son appartenance à l'un des *hotspot* de biodiversité mondiale est particulièrement vulnérable aux problématiques d'espèces exotiques envahissantes. Bien qu'une stratégie nationale de gestion ait été mise en place, son adaptation pour les territoires des Outre-mer semble nécessaire compte tenu des spécificités qu'ils comportent. Ainsi, les conséquences graves et souvent irrémédiables sur la biodiversité et les habitats indigènes de l'introduction d'une EEE telle que le Pléco viennent questionner la légitimité du maintien du commerce international d'espèces sauvages. La nouvelle réglementation sur les EEE en interdisant la commercialisation de ces espèces devrait permettre de limiter l'impact des EEE sur le milieu naturel.

Bibliographie

Abilhoa, V., Valduga, M. O., Frehse, F. D. A., Vitule, J. R. 2016. Use of food resources and resource partitioning among five syntopic species of *Hypostomus* (Teleostei: Loricariidae) in an Atlantic Forest river in southern Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 33(6).

Agersnap, S., Larsen, W. B., Knudsen, S. W., Strand, D., Thomsen, P. F., Hesselsoe, M., ... Møller, P. R. 2017. Monitoring of noble, signal and narrow-clawed crayfish using environmental DNA from freshwater samples. *PLoS One*, 12(6), e0179261.

Allendorf, F., Lundquist, L. 2003. Introduction: Population Biology, Evolution, and Control of Invasive Species. *Conservation Biology*, 17(1), 24-30.

Antoniutti, D. M., Ranzani-Paiva, M. J. T., Godinho, H. M. 1985. Morphology of gonads, scale of maturity and condition factor of *Plecostomus albopunctatus* Regan, 1908 (Osteichthyes, Loricariidae) in Jaguari River, Sao Paulo, Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca (Brazil)*.

Armbruster, J. W. 2004. Phylogenetic relationships of the suckermouth armoured catfishes (Loricariidae) with emphasis on the Hypostominae and the Ancistrinae. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 141(1), 1-80.

Armbruster, J. W., Tansey, L. A., Lujan, N. K. 2007. *Hypostomus rhanthos* (Siluriformes: Loricariidae), a new species from southern Venezuela. *Zootaxa*, 1553(1), 59-68.

Atkinson, C. L., Alexiades, A. V., MacNeill, K. L., Encalada, A. C., Thomas, S. A., Flecker, A. S. 2019. Nutrient recycling by insect and fish communities in high-elevation tropical streams. *Hydrobiologia*, 838(1), 13-28.

Bacheler, N. M., Shertzer, K. W., Buckel, J. A., Rudershausen, P. J., Runde, B. J. 2018. Behavior of gray triggerfish *Balistes capriscus* around baited fish traps determined from fine-scale acoustic tracking. *Marine Ecology Progress Series*, 606, 133-150.

Barreto-Reyes, C. G., Ortega-Lara, A., Córdoba-Rojas, D. F., Rangel-Durán, M. R., Amado-Loaiza, A. C. Puentes-Granada, V. 2015. Biología pesquera de las principales especies de peces ornamentales continentales de Colombia. Ortega-Lara, A., Córdoba-Rojas, D. F., Barreto-Reyes, C. G. & Barbosa, L. S. (Eds.). Serie Recursos Pesqueros de Colombia – AUNAP. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP) – Fundación FUNINDES. 152 pp.

Bedwell, M. E., Goldberg, C. S. 2020. Spatial and temporal patterns of environmental DNA detection to inform sampling protocols in lentic and lotic systems. *Ecology and evolution*, 10(3), 1602-1612.

Benhaddouche, A. 2019. Comptes définitifs 2014 de Martinique. Une activité mieux orientée.

Bernard, D. R., Hansen, P. A. 1992. Mark-recapture experiments to estimate the abundance of fish. *Alaska Department of Fish and Game, Special Publication*, (92-4).

- Besnard A. J.M. Salles,** 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.
- Blanton, C. S., Perkin, J. S., Menchaca, N., Kollaus, K. A.** 2020. A Gap in the Armor: Spearfishing Reduces Biomass of Invasive Suckermouth Armored Catfish. *Fisheries*, 45(6), 293-302.
- Blaustein L.** 1989. Effects of various factors on the efficiency of minnow traps to sample mosquitofish (*Gambusia affinis*) and green sunfish (*Lepomis cyanellus*) populations. *Journal of the American Mosquito Control Association*, 5(1), 29–35.
- Boeseman, M.** 1960. The fresh-water fishes of the Island of Trinidad. *Studies on the fauna of Curaçao and other Caribbean Islands*, 10(1), 72-153.
- Bøhn, T., Terje Sandlund, O., Amundsen, P. A., Primicerio, R.** 2004. Rapidly changing life history during invasion. *Oikos*, 106(1), 138-150.
- Borzone Mas, D., Alvarenga, P. F., Scarabotti, P. A.** 2019. Ecological and phylogenetic determinants of life-history patterns among ten loricariid species. *Journal of Fish Biology*, 95(5), 1298-1310.
- Bourgade, M.** 2019. *Ce que nous dit la phylogénie de l'herpétofaune de la Martinique*. Lulu.com.
- Britton, J. R., Gozlan R. E., Copp G. H.** 2011a. Managing non- native fish in the environment. *Fish and Fisheries* 12:25
- Britton, J. R., Pegg, J., Gozlan, R. E.** 2011b. Quantifying imperfect detection in an invasive pest fish and the implications for conservation management. *Biological Conservation*, 144(9), 2177-2181.
- Brown N., Díaz D., Angarita I. et al.** 2019. Le hotspot de biodiversité des îles des Caraïbes- Résumé technique. <https://www.cepf.net/sites/default/files/cepf-caribbean-islands-ecosystem-profile-summary-2019-french.pdf>
- Engelbert, B. S., Taylor, C. A., DiStefano, R. J.** 2016. Development of standardized stream-dwelling crayfish sampling methods at site and drainage scales. *North American Journal of Fisheries Management*, 36(1), 104-115.
- Bryant, M. D.** 2000. Estimating fish populations by removal methods with minnow traps in Southeast Alaska streams. *North American Journal of Fisheries Management*, 20(4), 923-930.
- Brys, R., Halfmaerten, D., Neyrinck, S., Mauvisseau, Q., Auwerx, J., Sweet, M., Mergeay, J.** 2020. Reliable eDNA detection and quantification of the European weather loach (*Misgurnus fossilis*). *Journal of Fish Biology*.

- Budria, A., DeFaveri, J., Merilä, J.** 2015. Comparison of catch per unit effort among four minnow trap models in the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) fishery. *Scientific reports*, 5, 18548.
- Bussolaro, D., Neto, F. F., Glinski, A., Roche, H., Guiloski, I. C., Mela, M., ... Ribeiro, C. O.** 2012. Bioaccumulation and related effects of PCBs and organochlorinated pesticides in freshwater fish *Hypostomus commersoni*. *Journal of Environmental Monitoring*, 14(8), 2154-2163.
- Bustin, S. A., Benes, V., Garson, J. A., Hellemans, J., Huggett, J., Kubista, M., ... Vandesompele, J.** 2009. The MIQE Guidelines: Minimum Information for Publication of Quantitative Real-Time PCR Experiments.
- Bylemans, J., Gleeson, D. M., Duncan, R. P., Hardy, C. M., Furlan, E. M.** 2019. A performance evaluation of targeted eDNA and eDNA metabarcoding analyses for freshwater fishes. *Environmental DNA*, 1(4), 402-414.
- Cantera, I., Cilleros, K., Valentini, A., Cerdan, A., Dejean, T., Iribar, A., ... Brosse, S.** 2019. Optimizing environmental DNA sampling effort for fish inventories in tropical streams and rivers. *Scientific reports*, 9(1), 1-11.
- Capps, K. A., Flecker, A. S.** 2015. High impact of low-trophic-position invaders: nonnative grazers alter the quality and quantity of basal food resources. *Freshwater Science*, 34(2), 784-796.
- Capps, K. A., Flecker, A. S.** 2013a. Invasive aquarium fish transform ecosystem nutrient dynamics. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1769), 20131520.
- Capps, K. A., Flecker, A. S.** 2013b. Invasive fishes generate biogeochemical hotspots in a nutrient-limited system. *PLoS One*, 8(1), e54093.
- Car'Act'Ter.** 2009. SDAGE 2010-2015 - Carte 04- Localisation des masses d'eau de surface. [19/12/2020] <https://www.observatoire-eau-martinique.fr/cartotheque/carte/76>
- Cardoso, Y. P., Almiron, A., Casciotta, J., Aichino, D., Lizarralde, M. S., Montoya-Burgos, J. I.** 2012. Origin of species diversity in the catfish genus *Hypostomus* (Siluriformes: Loricariidae) inhabiting the Paraná river basin, with the description of a new species. *Zootaxa*, 3453(1), 69-83.
- Cardoso, Y. P., Brancolini, F., Protogino, L., Paracampo, A., Bogan, S., Posadas, P., Montoya-Burgos, J. I.** 2019. An integrated approach clarifies the cryptic diversity in *Hypostomus Lacépède* 1803 from the Lower La Plata Basin. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 91(2).
- Carvajal-Quintero, J. D., Maldonado-Ocampo, J. A., Urbano-Bonilla, A.** 2015. Climbing behavior of *Cordylancistrus* sp. in the Colombian Andes. *Universitas Scientiarum*, 20(2), 209-215.
- Celestino, L. F., Sanz-Ronda, F. J., Kashiwaqui, E. A. L., Celestino, E. F., Makrakis, M. C., Makrakis, S.** 2017. Daily movement behavior of two Neotropical armored catfish species

(*Ancistrus* aff. *cirrhosus* Valenciennes, 1836 and *Hypostomus ancistroides* Ihering, 1911) at a road-stream crossing culvert. *Journal of Applied Ichthyology*, 33(6), 1092-1099.

Centre Québécois des Espèces Exotiques Envahissantes. 2015. Campagne éducative « Surveillez les envahisseurs des milieux aquatiques. Ouvrez l'oeil ! » - Protocole d'euthanasie.

http://vecteurs.cqeee.org/wp-content/uploads/sites/5/2015/02/Protocole_Euthanasie_CQEEE2015.pdf

Coat, S., Monti, D., Bouchon, C., Lepoint, G. 2009. Trophic relationships in a tropical stream food web assessed by stable isotope analysis. *Freshwater Biology*, 54(5), 1028-1041.

Cook-Hildreth, S. L., T. H. Bonner, D. G. Huffman. 2016. Female reproductive biology of an exotic suckermouth armored catfish (Loricariidae) in the San Marcos River, Hays Co., Texas, with observations on environmental triggers. *BioInvasions Records* 5(3):173-183.

Cornut, M., Louis, J., Farderl, D. 2020. Un recul de l'activité économique de 25% pendant le confinement.

Critical Ecosystem Partnership Fund. 2016. Announcing the world's 36th biodiversity hotspot: the North American Coastal Plain.

http://www.cepf.net/news/top_stories/Pages/Announcing-the-Worlds-36th-Biodiversity-Hotspot.aspx (consulté le 10 novembre 2020)

Culp, J. M., Glozier, N. E. 1989. Experimental evaluation of a minnow trap for small lotic fish. *Hydrobiologia*, 175(1), 83-87.

Daget, J. 1971. L'échantillonnage des peuplements de poissons d'eau douce.

Davison, P. I., Copp, G. H., Créach, V., Vilizzi, L., Britton, J. R. 2017. Application of environmental DNA analysis to inform invasive fish eradication operations. *The Science of Nature*, 104(3-4), 35.

Deacon, A. 2015. A tale of two tetras. Trinidad and Tobago's Newsday:newsday.co.tt. <http://www.newsday.co.tt/features/0,220802.html>.

DEAL Martinique. 2020a. Connaissance des EEE animales. [19/12/2020] <http://www.martinique.developpement-durable.gouv.fr/connaissances-des-eee-animales-a70.html>

DEAL Martinique. 2020b. Crustacés terrestres et d'eau douce. [19/12/2020] <http://www.martinique.developpement-durable.gouv.fr/crustaces-terrestres-et-d-eau-douce-a1494.html>

DEAL Martinique. 2020c. La Flore des Antilles. [19/12/2020] <http://www.martinique.developpement-durable.gouv.fr/la-flore-des-antilles-a62.html>

DEAL Martinique. 2020d. Mollusques d'eau douce. [19/12/2020] <http://www.martinique.developpement-durable.gouv.fr/mollusques-d-eau-douce-a1496.html>

DEAL Martinique. 2020e. Oiseaux. [19/12/2020] <http://www.martinique.developpement-durable.gouv.fr/oiseaux-a1433.html>

DEAL Martinique. 2018a. Organigramme simplifié et fonctionnel de la DEAL. [19/12/2020] <http://www.martinique.developpement-durable.gouv.fr/organigrammes-simplifie-et-fonctionnel-de-la-deal-a38.html>

DEAL Martinique. 2018b. Présentation de la DEAL Martinique. [02/09/2020] <http://www.martinique.developpement-durable.gouv.fr/presentation-de-la-deal-martinique-a3.html>

DEAL Martinique. 2012. Les cours d'eau et plans d'eau. [19/12/2020] <http://www.martinique.developpement-durable.gouv.fr/les-cours-d-eau-et-plans-d-eau-a50.html>

De Fries, L., Rosa, G. D., Silva, J. P. D., Vilella, F. S., Becker, F. G. 2018. Reproduction of two loricariid species in a confined river and implications for environmental impacts of dams. *Neotropical Ichthyology*, 16(4).

Dei Tos, C., Gomes, L. C., Ambrósio, A. M., Goulart, E. 2010. An overview of freshwater fish aging in South America: the science, biases and future directions. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 32(4), 323-333.

Delariva, R. L., Agostinho, A. A. 2001. Relationship between morphology and diets of six neotropical loricariids. *Journal of Fish Biology*, 58(3), 832-847.

de Oliveira Brandão, K., Rocha-Reis, D. A., Garcia, C., Pazza, R., de Almeida-Toledo, L. F., Kavalco, K. F. 2018. Studies in two allopatric populations of *Hypostomus affinis* (Steindachner, 1877): the role of mapping the ribosomal genes to understand the chromosome evolution of the group. *Comparative cytogenetics*, 12(1), 1.

de Queiroz, L. J., Cardoso, Y., Jacot-des-Combes, C., Bahechar, I. A., Lucena, C. A., Py-Daniel, L. R., ... Torrente-Vilara, G. 2020. Evolutionary units delimitation and continental multilocus phylogeny of the hyperdiverse catfish genus *Hypostomus*. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 145, 106711.

Dewynter, M. 2018. *Atlas des amphibiens et reptiles de Martinique*. Biotope Editions.

Dixon, C. J., Mesa, M. G. 2011. Survival and tag loss in Moapa White River Springfish implanted with passive integrated transponder tags. *Transactions of the American Fisheries Society*, 140(5), 1375-1379.

Dorazio, R. M., Erickson, R. A. 2018. ednaoccupancy: An r package for multiscale occupancy modelling of environmental DNA data. *Molecular ecology resources*, 18(2), 368-380.

Duarte, S., Araújo, F. G., Bazzoli, N. 2011. Reproductive plasticity of *Hypostomus affinis* (Siluriformes: Loricariidae) as a mechanism to adapt to a reservoir with poor habitat complexity. *Zoologia (Curitiba)*, 28(5), 577-586.

- Duarte, S., Araújo, F. G., Sales, A., Bazzoli, N.** 2007. Morphology of gonads, maturity and spawning season of *Loricariichthys spixii* (Siluriformes, Loricariidae) in a subtropical reservoir. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 50(6), 1019-1032.
- Eschmeyer W, Fong J.D.** 2017. Catalog of Fishes: Species by Family/Subfamily. California Academy of Sciences.
- Estévez, R. A., Anderson, C. B., Pizarro, J. C., Burgman, M. A.** 2015. Clarifying values, risk perceptions, and attitudes to resolve or avoid social conflicts in invasive species management. *Conservation Biology*, 29(1), 19-30.
- Feiner, Z. S., Aday, D. D., Rice, J. A.** 2012. Phenotypic shifts in white perch life history strategy across stages of invasion. *Biological Invasions*, 14(11), 2315-2329.
- Ficetola, G. F., Miaud, C., Pompanon, F., Taberlet, P.** 2008. Species detection using environmental DNA from water samples. *Biology letters*, 4(4), 423-425.
- Froese, R. et Pauly D.** 2018. *Hypostomus robinii*. <https://www.fishbase.in/summary/Hypostomus-robinii.html>
- German, D. P.** 2009. Inside the guts of wood-eating catfishes: can they digest wood?. *Journal of Comparative Physiology B*, 179(8), 1011-1023.
- Gibbs, M., Watson, P., Johnson-Sapp, K., Lind, C.** 2017. Reproduction revisited--a decade of changes in the reproductive strategies of an invasive catfish, *Pterygoplichthys disjunctivus* (Weber, 1991), in Volusia Blue Spring, Florida. *Aquatic Invasions*, 12(2).
- Gido, K. B., Franssen, N. R.** 2007. Invasion of stream fishes into low trophic positions. *Ecology of Freshwater Fish*, 16(3), 457-464.
- Goldberg, C., Strickler, K.** 2017. APPENDIX G ENVIRONMENTAL DNA SAMPLE COLLECTION PROTOCOL. *ESTCP Project RC-201204*.
- Gomes, I. D. Araujo, F. G.** 2004. Influences of the reproductive cycle on condition of marine catfishes (Siluriformes, Ariidae) in a coastal area at southeastern Brazil. *Environmental biology of fishes*, 71(4), 341-351.
- Gomes, I. D., Araújo, F. G., Uehara, W., Sales, A.** 2011. Reproductive biology of the armoured catfish *Loricariichthys castaneus* (Castelnau, 1855) in Lajes reservoir, southeastern Brazil. *Journal of Applied Ichthyology*, 27(6), 1322-1331.
- Graham, J. B., Baird, T. A.** 1982. The Transition to Air Breathing in Fishes:: I. Environmental Effects on the Facultative Air Breathing of *Ancistrus Chagresi* and *Hypostomus Plecostomus* Loricariidae. *Journal of Experimental Biology*, 96(1), 53-67.
- Grandjean, F., Roques, J., Delaunay, C., Petrusek, A., Becking, T., Collas, M.** 2017. Status of *Pacifastacus leniusculus* and its role in recent crayfish plague outbreaks in France: improving distribution and crayfish plague infection patterns. *Aquatic Invasions*, 12(4).

- Grieve, B., Baumgartner, L. J., Robinson, W., Silva, L. G., Pomorin, K., Thorncraft, G., Ning, N.** 2018. Evaluating the placement of PIT tags in tropical river fishes: a case study involving two Mekong River species. *Fisheries Research*, 200, 43-48
- Griffin, J. E., Matechou, E., Buxton, A. S., Bormpoudakis, D. Griffiths, R. A.** 2019. Modelling environmental DNA data; Bayesian variable selection accounting for false positive and false negative errors. *Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics)*, 69(2), 377-392.
- Gross, M. R., Sargent, R. C.** 1985. The evolution of male and female parental care in fishes. *American Zoologist*, 25(3), 807-822.
- Gubiani, E. A., Gomes, L. C., Agostinho, A. A.** 2009. Length–length and length–weight relationships for 48 fish species from reservoirs of the Paraná State, Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 14(4), 289-299.
- Guillera-Arroita, G., Lahoz-Monfort, J. J., van Rooyen, A. R., Weeks, A. R., Tingley, R.** 2017. Dealing with false-positive and false-negative errors about species occurrence at multiple levels. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(9), 1081–1091.
- Guo, Z., Cucherousset, J., Lek, S., Li, Z., Zhu, F., Tang, J., Liu, J.** 2013. Comparative study of the reproductive biology of two congeneric and introduced goby species: implications for management strategies. *Hydrobiologia*, 709(1), 89-99.
- Hanek, G., Molnar, K., Fernando, C. H.** 1974. Three new genera of Dactylogyridae (Monogenea) from freshwater fishes of Trinidad. *The Journal of parasitology*, 911-913.
- Hänfling, B., Lawson Handley, L., Read, D. S., Hahn, C., Li, J., Nichols, P., ... Winfield, I. J.** 2016. Environmental DNA metabarcoding of lake fish communities reflects long-term data from established survey methods. *Molecular ecology*, 25(13), 3101-3119.
- Hall Jr, R. O., Tank, J. L., Dybdahl, M. F.** 2003. Exotic snails dominate nitrogen and carbon cycling in a highly productive stream. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(8), 407-411.
- Harding, J. S.** 2009. *Stream Habitat Assessment Protocols for Wadeable Rivers and Streams in New Zealand*. University of Canterbury, School of Biological Sciences.
- Harper, K. J., Anucha, P., Turnbull, J. F., Bean, C. W., Leaver, M. J.** 2018. Searching for a signal: Environmental DNA (eDNA) for the detection of invasive signal crayfish, *Pacifasticus leniusculus* (Dana, 1852). *Management of Biological Invasions*, 9(2), 137-148.
- Hill, J. E., Sowards, J.** 2015. Successful eradication of the non-native loricariid catfish *Pterygoplichthys disjunctivus* from the Rainbow River, Florida. *Management of Biological Invasions*, 6(3), 311-317.
- Hillebrand, H., Frost, P., Liess, A.** 2008. Ecological stoichiometry of indirect grazer effects on periphyton nutrient content. *Oecologia*, 155(3), 619-630.

- Hinlo, R., Gleeson, D., Lintermans, M., Furlan, E.** 2017. Methods to maximise recovery of environmental DNA from water samples. *PloS one*, 12(6), e0179251.
- Hood, J. M., Vanni, M. J., Flecker, A. S.** 2005. Nutrient recycling by two phosphorus-rich grazing catfish: the potential for phosphorus-limitation of fish growth. *Oecologia*, 146(2), 247-257.
- Hoover, J. J.** 2004. Suckermouth catfishes: threats to aquatic ecosystems of the United States?.
- Hoover, J. J., Murphy, C. E., Killgore, K. J.** 2014. Ecological impacts of suckermouth catfishes (Loricariidae) in North America: A conceptual model.
- Hunter, M. E., Ferrante, J. A., Meigs-Friend, G., Ulmer, A.** 2019. Improving eDNA yield and inhibitor reduction through increased water volumes and multi-filter isolation techniques. *Scientific Reports*, 9(1), 1-9.
- IEDOM.** 2020a. L'économie de la Martinique en 2019 : le calme avant la tempête. <https://www.iedom.fr/IMG/pdf/iedom-ma-synthese-annuelle-2019.pdf>
- IEDOM.** 2020b. Panorama de la Martinique. https://www.iedom.fr/IMG/pdf/ce_economie_martinique_2020_panorama.pdf
- IFREMER.** 2009. Principe de l'amplification par PCR. [19/12/2020] http://bibliomer.ifremer.fr/documents/fiches/fiche_ensavoirplus_lien_PCR_vf.pdf
- INPN.** 2020. Espèces exotiques envahissantes. [17/03/2020]. <https://inpn.mnhn.fr/programme/especes-exotiques-envahissantes>
- Isbrücker, I. J.** 1980. Classification and catalogue of the mailed Loricariidae (Pisces, Siluriformes). *Verslagen en technische Gegevens*, 22(1), 1-181.
- IPBES.** 2019 – Le dangereux déclin de la nature. Un taux d'extinction des espèces « sans précédent » et qui s'accélère.
- IUCN.** 2003. *Biodiversité et conservation dans les collectivités françaises d'outre-mer*. Comité français pour l'IUCN.
- Jackson, D.A. Harvey, H.H.** 1997. Qualitative and quantitative sampling of lake fish communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 2807-2813.
- Knight, J., Glasby, T., Brooks, L.** 2007. A sampling protocol for the endangered freshwater fish, Oxleyan pygmy perch *Nannoperca oxleyana* Whitley. *Australian zoologist*, 34(2), 148-157.
- Joseph, P.** 2006. Les Petites Antilles face aux risques d'invasion par les espèces végétales introduites. L'exemple de la Martinique. *Revue d'écologie*.
- Joy, M., David, B., Lake, M.** 2013. New Zealand Freshwater Fish Sampling Protocols. *Massey University, Palmerston North, New Zealand*.

- Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E., Padilla, D. K., Mastitsky, S. E., Olenin, S.** 2009. Invaders are not a random selection of species. *Biological Invasions*, 11(9).
- Karunarathna, D. M. S. S., Amarasinghe, A. T., Ekanayake, E. M. K. B.** 2008. Observed predation on a suckermouth catfish (*Hypostomus plecostomus*) by a water monitor (*Varanus salvator*) in Bellanwila-Attidiya Sanctuary. *Biawak*, 2(1), 37-39.
- Kearse, M., Moir, R., Wilson, A., Stones-Havas, S., Cheung, M., Sturrock, S., ... Thierer, T.** 2012. Geneious Basic: an integrated and extendable desktop software platform for the organization and analysis of sequence data. *Bioinformatics*, 28(12), 1647-1649.
- Kenny, J.S.**, 1995. Views from the bridge: a memoir on the freshwater fishes of Trinidad. Julian S. Kenny, Maracas, St. Joseph, Trinidad and Tobago. 98 p.
- Kneib, R.T., Craig, A.H.** 2001. Efficacy of minnow traps for sampling mummichogs in tidal marshes. *Estuaries* 24, 884–893.
- Layman, C. A., Smith, D. E.** 2001. Sampling bias of minnow traps in shallow aquatic habitats on the eastern shore of Virginia. *Wetlands*, 21(1), 145-154.
- L'eau dans le bassin Martinique.** 2020. L'eau dans le bassin Martinique. [17/03/2020]. <http://www.martinique.eaufrance.fr/spip.php?rubrique19>
- Lim, P., Meunier, F. J., Keith, P., Noël, P. Y.** 2002. Atlas des poissons et des crustacés d'eau douce de la Martinique. *Collection patrimoines naturels*.
- Lima-Junior, S. E., Cardone, I. B., Goitein, R.** 2002. Determination of a method for calculation of Allometric Condition Factor of fish. *Acta Scientiarum: Biological and Health Sciences*, 397-400.
- Lintermans Mark.** 2015. Finding the needle in the haystack: comparing sampling methods for detecting an endangered freshwater fish. *Marine and Freshwater Research* 67, 1740-1749.
- Lujan, N. K., German, D. P., Winemiller, K. O.** 2011. Do wood-grazing fishes partition their niche?: morphological and isotopic evidence for trophic segregation in Neotropical Loricariidae. *Functional Ecology*, 25(6), 1327-1338.
- Maddi F.A.** 2014. Contribution à l'inventaire de la flore dulçaquicole de la Martinique: les «espèces exotiques envahissantes». Bilan des prospections. Société d'Histoire naturelle L'Herminier (Nantes, France) -DEAL (Martinique) :28 p.
- Majaneva, M., Diserud, O. H., Eagle, S. H., Boström, E., Hajibabaei, M., Ekrem, T.** 2018. Environmental DNA filtration techniques affect recovered biodiversity. *Scientific reports*, 8(1), 1-11.
- Manfrin, C., Souty-Grosset, C., Anastácio, P. M., Reynolds, J., Giulianini, P. G.** 2019. Detection and control of invasive freshwater crayfish: From traditional to innovative methods. *Diversity*, 11(1), 5.

- Manna, L. R., Miranda, J. C., Rezende, C. F., Mazzoni, R.** 2020. Feeding strategy and morphology as indicators of habitat use and coexistence of two loricariid fishes from a Brazilian coastal stream. *Biota Neotropica*, 20(1).
- Matamoros, W.A., C.D. McMahan, C.R. Mejia, P.H. House, J.W. Armbruster, P. Chakrabarty.** 2016. First record of the non-native armored catfish *Hypostomus cf. niceforoi* (Fowler, 1943) (Siluriformes: Loricariidae) from Central America. Occasional Papers of the Museum of Natural Science, Louisiana University 87: 1–12.
- Mauvisseau, Q., Burian, A., Gibson, C., Brys, R., Ramsey, A., Sweet, M.** 2019. Influence of accuracy, repeatability and detection probability in the reliability of species-specific eDNA based approaches. *Scientific reports*, 9(1), 1-10.
- Mazzoni, R., Caramaschi, E. P.** 1997a. Observations on the reproductive biology of female *Hypostomus luetkeni* Lacépède 1803. *Ecology of Freshwater Fish*, 6(1), 53-56.
- Mazzoni, R., Caramaschi E. P.** 1997b. Spawning season, ovarian development and fecundity of *Hypostomus affinis* (Osteichthyes, Loricariidae). *Rev Bras Biol* 57:455–462
- Mazzoni, R., Caramaschi, E. P.** 1995. Size structure, sex ratio and onset of sexual maturity of two species of *Hypostomus*. *Journal of Fish Biology*, 47(5), 841-849.
- Mazzoni, R., da Silva, R. C., Pinto, M. P.** 2015. Invasion and colonisation of a tropical stream by an exotic loricariid fish: indices of gradual displacement of the native common pleco (*Hypostomus punctatus*) by the red fin dwarf pleco (*Parotocinclus maculicauda*) over fifteen years. *PloS one*, 10(10), e0139968.
- Mazzoni, R., Pinto, M. P., Iglesias-Rios, R., Costa, R.** 2018. Fish movement in an Atlantic Forest stream. *Neotropical Ichthyology*, 16(1).
- McClain ME, Boyer EW, Dent CL, Gergel SE, Grimm NB, et al.** 2003. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems*, 6: 301–312.
- Merilä, J.** 2012. Factors influencing nine-spined stickleback (*Pungitius pungitius*) trapping success. In *Annales Zoologici Fennici* (Vol. 49, No. 5, pp. 350-354). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
- Merilä, J.** 2015a. Baiting improves CPUE in nine-spined stickleback (*Pungitius pungitius*) minnow trap fishery. *Ecology and evolution*, 5(17), 3737-3742.
- Merilä, J.** 2015b. Factors influencing three-spined stickleback *Gasterosteus aculeatus* (Linnaeus 1758) catch per unit effort. *Journal of Applied Ichthyology*, 31(5), 905-908.
- Merilä, J., Lakka, H. K., Eloranta, A.** 2013. Large differences in catch per unit of effort between two minnow trap models. *BMC research notes*, 6(1), 1-4.
- Mezzomo, P., Mielniczki-Pereira, A. A., Sausen, T. L., Cansian, R. L.** 2020. Molecular inferences about the genus *Hypostomus* Lacépède, 1803 (Siluriformes: Loricariidae): a review. *Molecular Biology Reports*.

Miaud, C., Taberlet, P., Dejean, T., Coissac, É., Miquel, C., Pompanon, F., Valentini, A. 2012. ADN «environnemental»: un saut méthodologique pour les inventaires de la biodiversité. *Sciences Eaux Territoires*, (1), 92-95.

Michelet, P. 2017. La biodiversité des milieux aquatiques continentaux en France métropolitaine : état des lieux et menaces. In *Annales des Mines-Responsabilité et environnement* (No. 2, pp. 36-39). FFE.

Ministère de la Transition Ecologique. 2020. Biodiversité : présentation et information clés. [19/12/2020] <https://www.ecologie.gouv.fr/biodiversite-presentation-et-informations-cles>

Mizelle, J. D., Kritsky, D. C. 1967. Unilatus gen. n., a unique neotropical genus of Monogenea. *Journal of Parasitology*, 53(5), 1113-1114.

Mohammed, R. S. 2011. Investigation of factors affecting the prevalence of selected parasites and bacterial pathogens on three species of freshwater catfishes exported from Trinidad (Doctoral dissertation).

Molnar, J. L., Gamboa, R. L., Revenga, C., Spalding, M. D. 2008. Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(9), 485-492.

Momot, W. T. 1995. Redefining the role of crayfish in aquatic ecosystems. *Reviews in Fisheries Science*, 3(1), 33-63.

Moody, E. K., Corman, J. R., Elser, J. J., Sabo, J. L. 2015. Diet composition affects the rate and N: P ratio of fish excretion. *Freshwater Biology*, 60(3), 456-465.

Munandar, K. 2016. Heavy Metal Pb & Cd on Fish “Hypostomus plecostomus” Caught In The River Bedadung Jember. *Research Report*, (2).

Muralidharan, M. 2017. Do alien species matter? Impacts of invasions in Indian freshwater systems and challenges in management. *International Journal of Aquatic Biology*, 5(2), 114-127.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.

Nash, R. D., Valencia, A. H., Geffen, A. J. 2006. The origin of Fulton’s condition factor—setting the record straight. *Fisheries*, 31(5), 236-238

Nelson, J. A., Rios, F. S. A., Sanches, J. R., Fernandes, M. N., Rantin, F. T. 2016. Environmental Influences on the Respiratory Physiology and Gut Chemistry of a Facultatively Air-breathing, Tropical Herbivorous Fish *Hypostomus regani*. *Fish Respiration and Environment*, 191

Nico, L. G. 2010. Nocturnal and diurnal activity of armored suckermouth catfish (Loricariidae: Pterygoplichthys) associated with wintering Florida manatees (*Trichechus manatus latirostris*). *Neotropical Ichthyology*, 8(4), 893-898.

Nico, L. G., Jelks, H. L., Tuten, T. 2009. *Non-native suckermouth armored catfishes in Florida: description of nest borrows and burrow colonies with assessment of shoreline conditions*. ENGINEER RESEARCH AND DEVELOPMENT CENTER VICKSBURG MS ENVIRONMENTAL LAB.

Nico, L. G., Martin, R. T. 2001. The South American suckermouth armored catfish, *Pterygoplichthys anisitsi* (Pisces: Loricaridae), in Texas, with comments on foreign fish introductions in the American Southwest. *The Southwestern Naturalist*, 46(1), 98-104.

Nico, L. G., Walsh, S. J. 2011. Non-indigenous freshwater fishes on tropical Pacific islands: a review of eradication efforts. In *Island Invasives: eradication and management. Proceedings of the International Conference on Island Invasives. International Union for Conservation of Nature, Gland, Switzerland* (Vol. 97107).

Orfinger, A. B., Goodding, D. D. 2018. The global invasion of the suckermouth armored catfish genus *Pterygoplichthys* (Siluriformes: Loricariidae): Annotated list of species, distributional summary, and assessment of impacts. *Zoological studies*, 57.

Paradis, Y., Dupuch, A., Magnan, P. 2012. Comparison of catch efficiencies between black and galvanized minnow traps. *North American Journal of Fisheries Management*, 32(3), 539-543.

Parrenin, F., Vargas, É. 2020. Biodiversité et changement climatique: entre discours du spécialiste et discours vulgarisé. *Les Carnets du Cediscor. Publication du Centre de recherches sur la didacticité des discours ordinaires*, (15), 33-46.

Petrik, R., Levin, P. S. 2000. Estimating relative abundance of seagrass fishes: a quantitative comparison of three methods. *Environmental Biology of Fishes*, 58(4), 461-466.

Pezold, F., Cage, B. 2002. A review of the spinycheek sleepers, genus *Eleotris* (Teleostei: Eleotridae), of the Western Hemisphere, with comparison to the West African species. *Tulane Stud. Zool. Bot.*, 31(2), 19-63.

Pompei, L., Giannetto, D., Lorenzoni, M. 2015. Age and growth of Arno goby, *Padogobius nigricans* (Canestrini, 1867), in the Aggia River (Umbria, Central Italy). *Journal of Applied Ichthyology*, 31(3), 494-500.

Portt, C. B., Coker, G. A., Ming, D. L., Randall, R. G. 2006. A review of fish sampling methods commonly used in Canadian freshwater habitats. *Canadian technical report of fisheries and aquatic sciences*, 2604, 51.

Pound, K. L., Nowlin, W. H., Huffman, D. G., Bonner, T. H. 2011. Trophic ecology of a nonnative population of suckermouth catfish (*Hypostomus plecostomus*) in a central Texas spring-fed stream. *Environmental Biology of Fishes*, 90(3), 277-285.

Puydarrieux, P., Kervinio, Y., Darses, O. 2016. EFESE-Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques-Rapport intermédiaire.

QGIS Development Team. 2016. QGIS geographic information system. *Open source geospatial foundation project*.

Qin, J., Xiang, M., Jia, M., Cheng, F., Zhang, L., Schmidt, B. V., ... Xie, S. 2020. Combined opportunistic and equilibrium life-history traits facilitate successful invasions of the Shimofuri goby (*Tridentiger bifasciatus*). *Aquatic Invasions*, 15(3).

Radinger, J., Britton, J. R., Carlson, S. M., Magurran, A. E., Alcaraz-Hernández, J. D., Almodóvar, A., ... Torralva, M. 2019. Effective monitoring of freshwater fish. *Fish and Fisheries*, 20(4), 729-747.

Reis, R. E., Kullander, S. O., & Ferraris, C. J. 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Edipucrs.

Remon, J., Bower, D. S., Gaston, T. F., Clulow, J., Mahony, M. J. 2016. Stable isotope analyses reveal predation on amphibians by a globally invasive fish (*Gambusia holbrooki*). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26(4), 724-735.

Riascos, L., Geerts, A. N., Oña, T., Goethals, P., Cevallos-Cevallos, J., Berghe, W. V., ... Boets, P. 2018. DNA-based monitoring of the alien invasive North American crayfish *Procambarus clarkii* in Andean lakes (Ecuador). *Limnologica*, 70, 20-25.

Robinson, C. V., Webster, T. M. U., Cable, J., James, J., Consuegra, S. 2018. Simultaneous detection of invasive signal crayfish, endangered white-clawed crayfish and the crayfish plague pathogen using environmental DNA. *Biological Conservation*, 222, 241-252.

Robson, H. L., Noble, T. H., Saunders, R. J., Robson, S. K., Burrows, D. W., Jerry, D. R. 2016. Fine-tuning for the tropics: application of eDNA technology for invasive fish detection in tropical freshwater ecosystems. *Molecular ecology resources*, 16(4), 922-932.

Rodríguez, M. A. 2002. Restricted movement in stream fish: the paradigm is incomplete, not lost. *Ecology*, 83(1), 1-13.

Romare, R. P., Pfister, V. A. 1983. Effects of trap density and diel harvesting frequency on catch of crawfish. *North American Journal of Fisheries Management*, 3(4), 419-424.

Rose, J. P., Wademan, C., Weir, S., Wood, J. S., Todd, B. D. 2019. Traditional trapping methods outperform eDNA sampling for introduced semi-aquatic snakes. *PloS one*, 14(7), e0219244.

Rozas, L. P., Minello T. J. 1997. Estimating densities of small fishes and decapod crustaceans in shallow estuarine habitats: A review of sampling design with focus on gear selection. *Estuaries* 20:199–213.

Rubio, V. Y., Gibbs, M. A., Work, K. A., Bryan, C. E. 2016. Abundant feces from an exotic armored catfish, *Pterygoplichthys disjunctivus* (Weber, 1991), create nutrient hotspots and promote algal growth in a Florida spring. *Aquatic Invasions*, 11(3).

Rueda-Jasso, R. A., Campos-Mendoza, A., Arreguín-Sánchez, F., Díaz-Pardo, E., Martínez-Palacios, C. A. 2013. The biological and reproductive parameters of the invasive

armored catfish *Pterygoplichthys disjunctivus* from Adolfo López Mateos El Infiernillo Reservoir, Michoacán-Guerrero, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84(1), 318-326.

| **Sainteny, G. 2019.** Climat et biodiversité : duel ou duo ? *Esprit*, (11), 9-13.

Sales, C. F., Domingos, F. F. T., Brighenti, L. S., Ribeiro, R. I., Santos, H. B., Thomé, R. G. 2016. Biological variables of *Hypostomus francisci* (Siluriformes: Loricariidae) from Itapecerica River, Minas Gerais State, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 88(3), 1603-1614.

Santos, T. D. A., Terra, B. D. F., Zandona, E., Santaella, S. T., Rezende, C. F. 2016. Phosphorus body content in an herbivorous fish in environments with different trophic state. *J. Limnol*, 75(3), 439-444.

Schneider, J. C. 2000. *Manual of Fisheries Survey Methods II: with periodic updates* (No. 25). Lansing, MI: Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Division.

Secutti, S., Trajano, E. 2009. Reproductive behavior, development and eye regression in the cave armored catfish, *Ancistrus cryptophthalmus* Reis, 1987 (Siluriformes: Loricariidae), breed in laboratory. *Neotropical Ichthyology*, 7(3), 479-490.

Sepulveda, A. J., Schabacker, J., Smith, S., Al-Chokhachy, R., Luikart, G., Amish, S. J. 2019. Improved detection of rare, endangered and invasive trout in using a new large-volume sampling method for eDNA capture. *Environmental DNA*, 1(3), 227-237.

Shi, H., Singh, A., Kant, S., Zhu, Z., Waller, E. 2005. Integrating habitat status, human population pressure, and protection status into biodiversity conservation priority setting. *Conservation biology*, 1273-1285.

Sorensen, N. K., Tobiassen, T., Carlehoeg, M. 2004. How do handling and killing methods affect ethical and sensory quality of farmed Atlantic salmon?. In *Developments in Food Science* (Vol. 42, pp. 301-307). Elsevier.

| **Souza, C. T. 2010.** Biologia reprodutiva de *Hypostomus affinis* (STEINDACHNER, 1877) e *Hypostomus luetkeni* (LACÈPÈDE, 1803) no município de Itaperuna R.J.. Professor Orientador: Dalcio Ricardo de Andrade.

Stott, B. 1970. Some factors affecting the catching power of unbaited fish traps. *Journal of Fish Biology*, 2(1), 15-22.

Strayer, D. L. 2010. Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshwater biology*, 55, 152-174.

Strecker, A. L., Campbell, P. M., Olden, J. D. 2011. The aquarium trade as an invasion pathway in the Pacific Northwest. *Fisheries*, 36(2), 74-85

Suzuki, H. I., Agostinho, A. A., Winemiller, K. O. 2000. Relationship between oocyte morphology and reproductive strategy in loricariid catfishes of the Paraná River, Brazil. *Journal of fish biology*, 57(3), 791-807.

- Tencatt, L. F., Zawadzki, C. H., Froehlich, O.** 2014. Two new species of the *Hypostomus cochliodon* group (Siluriformes: Loricariidae) from the rio Paraguay basin, with a redescription of *Hypostomus cochliodon* Kner, 1854. *Neotropical Ichthyology*, 12(3), 585-602.
- Timmermans J.A.** 1957. Estimation des populations piscicoles. Applications aux eaux courantes rhéophiles. *Trav. Stn Rech. Groenendaal, D*, 21, 84 p.
- Tingley, R., Coleman, R., Gecse, N., van Rooyen, A., R Weeks, A.** 2020. Accounting for false positive detections in occupancy studies based on environmental DNA: A case study of a threatened freshwater fish (*Galaxiella pusilla*). *Environmental DNA*.
- Torres-Pineda, P., Armbruster, J. W.** 2020. The Amazon sailfin catfish *Pterygoplichthys pardalis* (Siluriformes: Loricariidae), a new exotic species established in the Dominican Republic. *Novitates Caribaea*, (16), 20-31.
- Towns, D. R., Atkinson, I. A., Daugherty, C. H.** 2006. Have the harmful effects of introduced rats on islands been exaggerated?. *Biological invasions*, 8(4), 863-891.
- Townsend, C.** 2003. Individual, Population, Community, and Ecosystem Consequences of a Fish Invader in New Zealand Streams. *Conservation Biology*, 17(1), 38-47. Retrieved July 29, 2020, from
- Tréguier, A., Paillisson, J. M., Dejean, T., Valentini, A., Schlaepfer, M. A., Roussel, J. M.** 2014. Environmental DNA surveillance for invertebrate species: advantages and technical limitations to detect invasive crayfish *P. rocambarus clarkii* in freshwater ponds. *Journal of Applied Ecology*, 51(4), 871-879.
- Troth, C. R., Burian, A., Mauvisseau, Q., Bulling, M., Nightingale, J., Mauvisseau, C., Sweet, M. J.** 2020. Development and application of eDNA-based tools for the conservation of white-clawed crayfish. *bioRxiv*, 732941.
- UICN France.** 2015a. *Les espèces exotiques envahissantes sur les sites d'entreprises. Livret 1 : Connaissances et recommandations générales*, Paris, France, 40 pages
- UICN France.** 2015b. *Les espèces exotiques envahissantes sur les sites d'entreprises. Livret 2 : Identifier et gérer les principales espèces*, Paris, France, 96 pages
- UICN France.** 2010. Gestion des espèces exotiques envahissantes. *Guide pratique et stratégique pour les collectivités françaises d'outre-mer*. Paris, France.
- UNEP.** 2011. *Towards a Green Economy: Pathways to Sustainable Development and Poverty Eradication – A Synthesis for Policy Makers*.
- Valentini, A., Pompanon, F., Taberlet, P.** 2009. DNA barcoding for ecologists. *Trends in ecology & evolution*, 24(2), 110-117.
- Van der Veer, G., Nentwig, W.** 2015. Environmental and economic impact assessment of alien and invasive fish species in Europe using the generic impact scoring system. *Ecology of Freshwater Fish*, 24(4), 646-656.

Vanni, M. J. 1996. Nutrient transport and recycling by consumers in lake food webs: implications for algal communities. In *Food Webs* (pp. 81-95). Springer, Boston, MA.

Vanni, M. J., Flecker, A. S., Hood, J. M., Headworth, J. L. 2002. Stoichiometry of nutrient recycling by vertebrates in a tropical stream: linking species identity and ecosystem processes. *Ecology Letters*, 5(2), 285-293.

Viana, D., Wolff, L. L., Zaleski, T., Romão, S., Bertoldi, G., Donatti, L. 2008. Population structure and somatic indexes of *Hypostomus* cf. *ancistroides* (Siluriformes, Loricariidae) collected from the Bonito river, Ivaí river basin, Turvo, Paraná. *Brazilian archives of Biology and technology*, 51(3), 493-502.

Villares-Junior, G. A., Cardone, I. B., Goitein, R. 2016. Comparative feeding ecology of four syntopic *Hypostomus* species in a Brazilian southeastern river. *Brazilian Journal of Biology*, 76(3), 692-699.

Weber, C. 2003. Loricariidae-Hypostominae (Armored catfishes). *Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America. Porto Alegre: EDIPUCRS, Brasil*, 351-372.

Weekes Kendra. 2016. *Hypostomus robinii* (Teta fish or Mama-teta). https://sta.uwi.edu/fst/lifesciences/sites/default/files/lifesciences/documents/ogatt/Hypostomus_robinii%20-%20Teta%20Fish%20or%20Mama-teta.pdf

Wei, H., Chaichana, R., Liu, F., Luo, D., Qian, Y., Gu, D., ... Hu, Y. 2018. Nutrient enrichment alters life-history traits of non-native fish *Pterygoplichthys* spp. in sub-tropical rivers. *Aquatic Invasions*, 13(3).

Winemiller, K. O. 2005. Life history strategies, population regulation, and implications for fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62(4), 872-885.

Winemiller, K. O., Rose, K. A. 1992. Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. *Canadian Journal of Fisheries and aquatic sciences*, 49(10), 2196-2218.

Zardo, É. L., Behr, E. R. 2015. Population structure and reproductive biology of *Loricariichthys melanocheilus* Reis & Pereira, 2000 (Siluriformes: Loricariidae) in the rio Ibicuí, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, (AHEAD), 00-00.

Zawadzki, C. H., de Souza Penido, I., Pessali, T. C. 2018. Rediscovery and redescription of the endangered *Hypostomus subcarinatus* Castelnau, 1855 (Siluriformes: Loricariidae) from the rio São Francisco basin in Brazil, with comments on the urban water conservation. *BioRxiv*, 458604.

Zawadzki, C. H., Tencatt, L. F., Britski, H. A. 2020. Taxonomic revision of *Hypostomus albopunctatus* (Siluriformes: Loricariidae) reveals a new piece of the *Hypostomus* jigsaw in the upper Rio Parana basin. *Journal of Fish Biology*, 96(1), 230-242.

Table des annexes

Annexe 1. Séquence des amorces et de la sonde spécifiques à <i>Hypostomus robinii</i>	75
Annexe 2. Probabilité de détection d' <i>H. robinii</i> par ADNe en fonction de l'altitude.....	75
Annexe 3. Probabilité de détection d' <i>H. robinii</i> par ADNe en fonction du pH.....	75
Annexe 4. Probabilité de détection d' <i>H. robinii</i> par ADNe en fonction de la saturation en oxygène.....	76
Annexe 5. Probabilité de détection d' <i>H. robinii</i> par ADNe en fonction de la concentration en oxygène.....	76
Annexe 6. Probabilité de détection d' <i>H. robinii</i> par ADNe en fonction de la conductivité.....	76
Annexe 7. Probabilité de détection d' <i>H. robinii</i> par ADNe en fonction de la température.....	77
Annexe 8. Fiche descriptive de la station « Route des Gués ».....	77
Annexe 9. Fiche descriptive de la station « Habitation Saint-Étienne ».....	78
Annexe 10. Fiche descriptive de la station « Duchâtel Saint-Pierre ».....	78
Annexe 11. Fiche descriptive de la station « Case Dujon ».....	79
Annexe 12. Fiche descriptive de la station « Quartier Rivière Lézarde 2 ».....	79
Annexe 13. Fiche descriptive de la station « Ressource ».....	80
Annexe 14. Fiche descriptive de la station « Pont N8 ».....	80
Annexe 15. Fiche descriptive de la station « Golf des Trois Ilets ».....	81
Annexe 16. Fiche descriptive de la station « Rivière Caleçon ».....	81
Annexe 17. Fiche descriptive de la station « Jardin d'Emeraude ».....	82
Annexe 18. Fiche descriptive de la station « Fonds Desforts ».....	82
Annexe 19. Fiche descriptive de la station « Gué de la Désirade ».....	83
Annexe 20. Fiche descriptive de la station « Usine du Galion ».....	83
Annexe 21. Fiche descriptive de la station « Balheu ».....	84
Annexe 22. Fiche descriptive de la station « Brasserie Lorraine ».....	84
Annexe 23. Fiche descriptive de la station « Saint-Maurice ».....	85
Annexe 24. Fiche descriptive de la station « Moulin à eau ».....	85
Annexe 25. Fiche descriptive de la station « Soudon / Nasse Caraïbes.....	86
Annexe 26. Liste des espèces proches et partageant la niche écologique d' <i>H. robinii</i> avec leur « accession number » de GenBank utilisé lors du design <i>in-silico</i> et des étapes de validation.....	88
Annexe 27. Tableau récapitulatif du nombre d'individus pêchés pour chaque espèce lors des pêches de confirmation.....	89

Annexes

Forward *Hypostomus robinii*

Sequence (5' to 3') : CTCAGGGGTTGAAGCGGGA

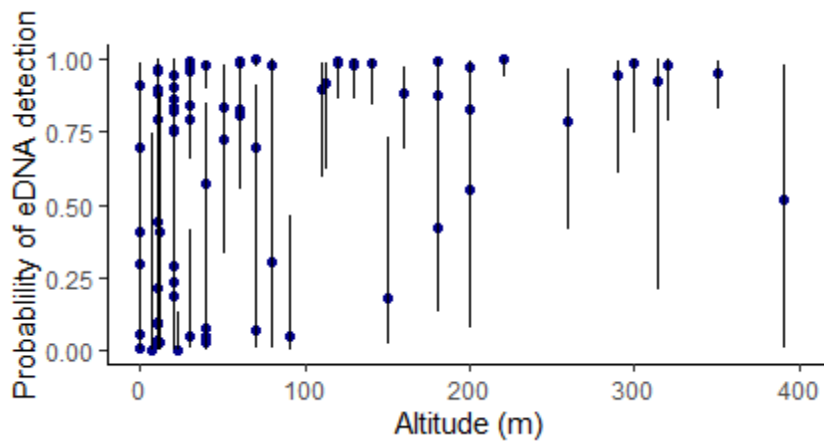
Probe *Hypostomus robinii*

Sequence (5' to 3') : ACCCACCCCTCGCTGGAAATTTA

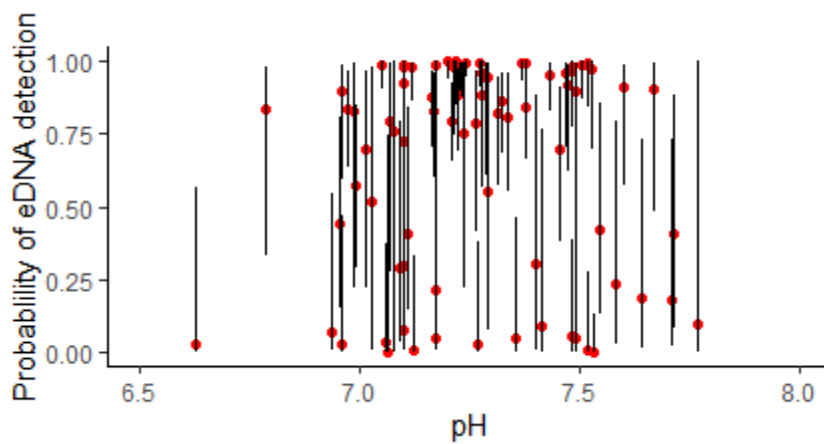
Reverse *Hypostomus robinii*

Sequence (5' to 3') : GTCAACTGAAGCTCCTGCA

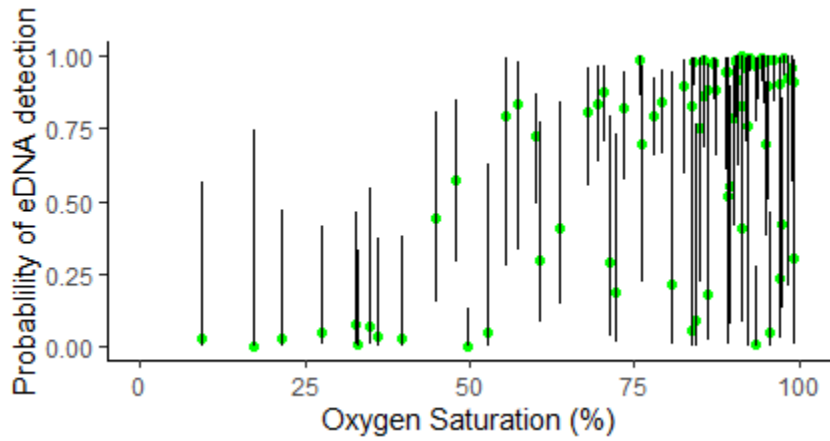
Annexe 1. Séquence des amorces et de la sonde spécifiques à *Hypostomus robinii*



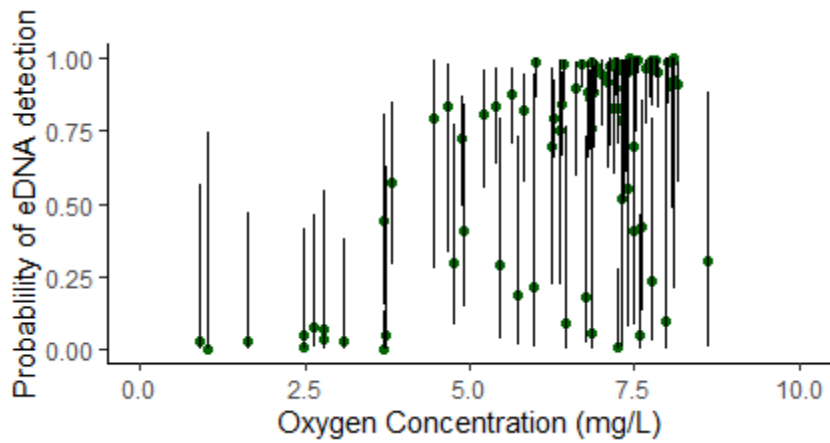
Annexe 2. Probabilité de détection d'*H. robinii* par ADNe en fonction de l'altitude



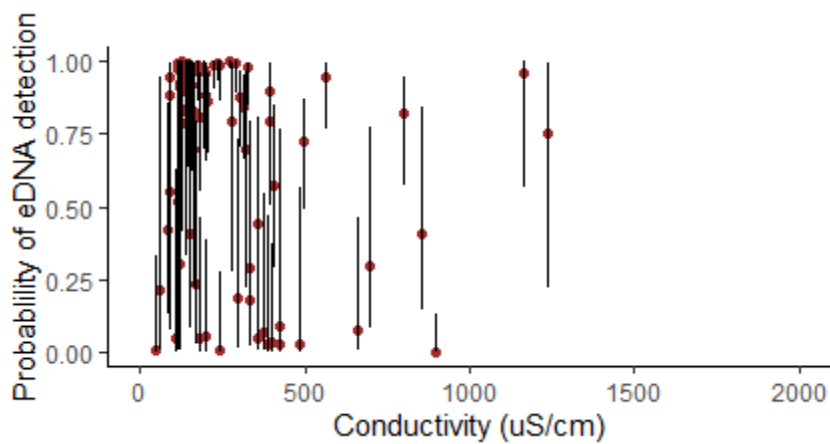
Annexe 3. Probabilité de détection d'*H. robinii* par ADNe en fonction du pH



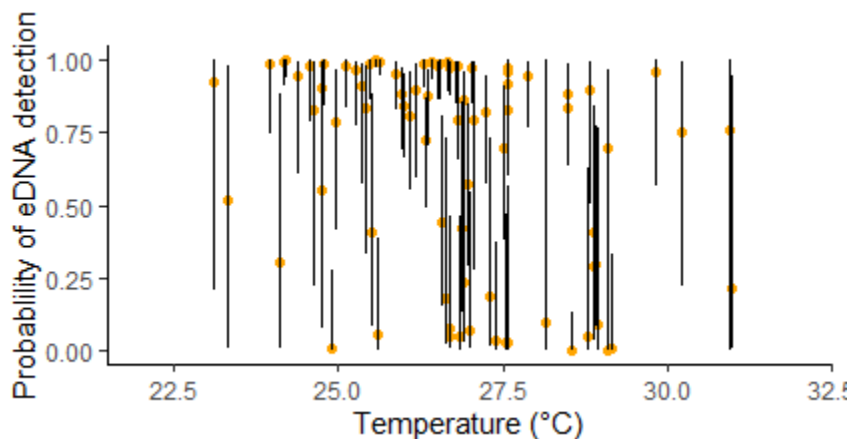
Annexe 4. Probabilité de détection d'*H. robinii* par ADNe en fonction de la saturation en oxygène



Annexe 5. Probabilité de détection d'*H. robinii* par ADNe en fonction de la concentration en oxygène



Annexe 6. Probabilité de détection d'*H. robinii* par ADNe en fonction de la conductivité



Annexe 7. Probabilité de détection d'*H. robinii* par ADNe en fonction de la température

ROUTE DES GUÉS – RIVIÈRE BLANCHE BASSIN VERSANT DE LA LÉZARDE	
<p>CARACTÉRISTIQUES DE LA STATION</p> <ul style="list-style-type: none"> ○ Coordonnées GPS 14°40'42"N ; 6°1'19"O ○ Altitude: 130 m ○ Largeur mouillée moyenne 20 m ○ Longueur totale: 400 m ○ Substrat: galets (40%), sable (40%), litière (10%), rochers (10%) ○ Classes de vitesse: 5-25 cm/s (85%), 25-75 cm/s (15%) ○ Environnement rural ○ Caractéristiques des berges végétalisées ○ Pressions: EEE 	<p>Données physicochimiques (JUIN 2020)</p> <ul style="list-style-type: none"> ○ Température: 26,55°C ○ pH: 7,5 ○ Concentration en ρ: 7,21 mg/l ○ Taux de saturation en ρ: 90,3 % ○ Conductivité: 135,5 μS/cm
<p>DONNÉES DES RÉSULTATS DE PÊCHE</p> <ul style="list-style-type: none"> ○ CPUE: 12,66 ○ Taille moyenne des individus <ul style="list-style-type: none"> Femelle: 158 \pm 47 mm Mâle: 200 \pm 43 mm ○ Masse moyenne des individus <ul style="list-style-type: none"> Femelle: 48 \pm 49 g Mâle: 82 \pm 50 g ○ Sexe ratio: 2,20 : 1 (Mâle Femelle) ○ GSI : 2,65 \pm 4,96 ○ Autres espèces pêchées: <i>Guinotia dentata</i>, <i>Cherax quadricarinatus</i>, <i>Macrobrachium crenulatum</i> 	

Annexe 8. Fiche descriptive de la station « Route des Gués »

HABITATION SAINT-ETIENNE – RIVIÈRE LÉZARDE BASSIN VERSANT DE LA LÉZARDE

CARACTÉRISTIQUES DE LA STATION

- o Coordonnées GPS 14°41'32"N ; 6°0'57"O
- o Altitude : 110 m
- o Largeur mouillée moyenne 12 m
- o Longueur totale: 240 m
- o Substrat : rochers (40%), galets (40%), graviers (10%), sable (5%), litière (5%)
- o Classes de vitesses: 5-25 cm/s (85%), 25-75 cm/s (15%)
- o Environnement agricole
- o Caractéristiques des berges végétalisées
- o Pressions: EEE, bananeraies, rhumerie

DONNÉES DES RÉSULTATS DE PÊCHE

- o CPUE: 3,33
- o Taille moyenne des individus
Femelle : 171± 36 cm
Mâle : 209± 38 cm
- o Masse moyenne des individus
Femelle : 55± 33 g
Mâle : 93± 54 g
- o Sexe ratio: 1,71 : 1 (Mâle: Femelle)
- o GSI : 7,50 ± 8,55
- o Autres espèces pêchées: *Cherax quadricarinatus*, *Macrobrachium carcinus*



DONNÉES PHYSICOCHIMIQUES (JUN 2020)

- o Température: 26,97°C
- o pH: 7,0
- o Concentration en q : 3,79 mg/l
- o Taux de saturation en q : 47,7 %
- o Conductivité: 402,3 uS/cm

Annexe 9. Fiche descriptive de la station « Habitation Saint-Etienne »

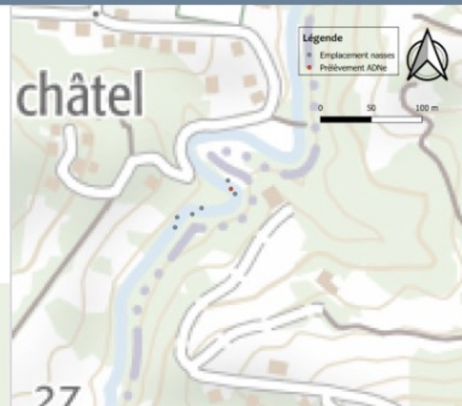
DUCHATÉL SAINT-PIERRE – RIVIÈRE LA SAINT-PIERRE BASSIN VERSANT DE LA MANCHE

CARACTÉRISTIQUES DE LA STATION

- o Coordonnées GPS 14°34'44"N ; 6°0'56'30"O
- o Altitude : 40 m
- o Largeur mouillée moyenne 2 m
- o Longueur totale: 150 m
- o Substrat : argile (45%), graviers (20%), galets (20%), rochers (10%), litière (5%)
- o Classes de vitesses: 5-25 cm/s (100%)
- o Environnement rural
- o Caractéristiques des berges végétalisées
- o Pressions: EEE

DONNÉES DES RÉSULTATS DE PÊCHE

- o CPUE: 1,33
- o Taille moyenne des individus
Femelle : 211± 22 mm
Mâle : 199± 25 mm
- o Masse moyenne des individus
Femelle : 92± 27 g
Mâle : 80± 39 g
- o Sexe ratio: 1,66 : 1 (Mâle: Femelle)
- o GSI : 0,93 ± 0,18
- o Autres espèces pêchées: *Cherax quadricarinatus*, *Macrobrachium crenulatum*, *Macrobrachium heterochirus*, *Macrobrachium carcinus*, *Pomacea glauca*



DONNÉES PHYSICOCHIMIQUES (JUN 2020)

- o Température: 26,55°C
- o pH: 7,5
- o Concentration en q : 7,21 mg/l
- o Taux de saturation en q : 90,31 %
- o Conductivité: 135,5 uS/cm

Annexe 10. Fiche descriptive de la station « Duchâtel Saint-Pierre »

CASE DUJON – RIVIÈRE SAINTE-MARIE BASSIN VERSANT DE LA SAINTE-MARIE

CARACTÉRISTIQUES DE LA STATION

- o Coordonnées GPS 14°48'30"N ; 6°0'6"O
- o Altitude : 10 m
- o Largeur mouillée moyenne 5,50 m
- o Longueur totale: 150 m
- o Substrat : galets (55%), sable (20%), graviers (10%), roches (10%), litière (5%)
- o Classes de vitesses: 25-75 cm/s (90%), >75 cm/s (10%)
- o Environnement agricole
- o Caractéristiques des berges végétalisées et aménagées
- o Pressions: EEE, bananeraies



DONNÉES DES RÉSULTATS DE PÊCHE

- o CPUE: 7.00
- o Taille moyenne des individus
 - Femelle : 180±19 mm
 - Mâle : 221±53 mm
- o Masse moyenne des individus
 - Femelle : 60±18 g
 - Mâle : 119±77 g
- o Sexe ratio: 1.16 ± 1 (Mâle: Femelle)
- o GSI : 2.62±4.53
- o Autres espèces pêchées: *Guinotia dentata*, *Eleotris permiger*, *Macrobrachium crenulatum* et *Macrobrachium sp.*

DONNÉES PHYSICOCHIMIQUES (JUN 2020)

- o Température: 28.47°C
- o pH: 7.3
- o Concentration en O₂: 6.79 mg/l
- o Taux de saturation en O₂: 87.39 %
- o Conductivité: 196.8 uS/cm

Annexe 11. Fiche descriptive de la station « Case Dujon »

QUARTIER RIVIÈRE LÉZARDE 2 – RIVIÈRE LÉZARDE BASSIN VERSANT DE LA LÉZARDE

CARACTÉRISTIQUES DE LA STATION

- o Coordonnées GPS 14°42'31"N ; 6°1'58"O
- o Altitude : 180 m
- o Largeur mouillée moyenne 5 m
- o Longueur totale: 150 m
- o Substrat : rochers (40%), galets (40%), graviers (10%), sable (10%)
- o Classes de vitesses: 25-75 cm/s (100%)
- o Environnement agricole
- o Caractéristiques des berges végétalisées
- o Pressions: EEE, pâturage



DONNÉES DES RÉSULTATS DE PÊCHE

- o CPUE: 0.83
- o Taille moyenne des individus
 - Femelle : N.A
 - Mâle : 227±7 mm
- o Masse moyenne des individus
 - Femelle : N.A
 - Mâle : 126±7 g
- o Sexe ratio: N.A (Mâle: Femelle)
- o GSI : N.A
- o Autres espèces pêchées: *Macrobrachium sp.*, *Atya innocous*, *Macrobrachium crenulatum*, *Macrobrachium faustinum*

DONNÉES PHYSICOCHIMIQUES (JUN 2020)

- o Température: 26.88°C
- o pH: 7.5
- o Concentration en O₂: 7.61 mg/l
- o Taux de saturation en O₂: 97.26 %
- o Conductivité: 82.02 uS/cm

Annexe 12. Fiche descriptive de la station « Quartier Rivière Lézarde 2 »

RESSOURCE – RIVIÈRE LÉZARDE BASSIN VERSANT DE LA LÉZARDE

CARACTÉRISTIQUES DE LA STATION

- o Coordonnées GPS 14°36'17"N ; 6°59'53"O
- o Altitude : 0 m
- o Largeur mouillée moyenne 10 m
- o Longueur totale: 200 m
- o Substrat : N.A
- o Classes de vitesse: 5-25 cm/s(100%)
- o Environnement urbain
- o Caractéristiques des berges végétalisées
- o Pressions: EEE

DONNÉES DES RÉSULTATS DE PÊCHE

- o CPUE: 2.83
- o Taille moyenne des individus
 - Femelle : 225± 38 mm
 - Mâle : 243± 39 mm
- o Masse moyenne des individus
 - Femelle : 126± 47 g
 - Mâle : 154± 65 g
- o Sexe ratio: 4.66 : 1 (Mâle: Femelle)
- o GSI : 3.11 ± 4.39
- o Autres espèces pêchées: *Guinotia dentata*, *Eleotris pemiger*



DONNÉES PHYSICOCHIMIQUES (JUN 2020)

- o Température: 29.10°C
- o pH: 7.0
- o Concentration en q : 6.23 mg/l
- o Taux de saturation en q : 76.10 %
- o Conductivité: 320.1 uS/cm

Annexe 13. Fiche descriptive de la station « Ressource »

PONT N8 – RIVIÈRE LA MANCHE BASSIN VERSANT DE LA MANCHE

CARACTÉRISTIQUES DE LA STATION

- o Coordonnées GPS 14°33'53"N ; 6°57'55"O
- o Altitude : 10 m
- o Largeur mouillée moyenne 5 m
- o Longueur totale: 150 m
- o Substrat : argile (100%)
- o Classes de vitesse: 5-25 cm/s(100%)
- o Environnement agricole
- o Caractéristiques des berges végétalisées
- o Pressions: EEE, bananeraies

DONNÉES DES RÉSULTATS DE PÊCHE

- o CPUE: 0
- o Taille moyenne des individus
 - Femelle: N.A
 - Mâle: N.A
- o Masse moyenne des individus
 - Femelle: N.A
 - Mâle: N.A
- o Sexe ratio: N.A (Mâle : Femelle)
- o GSI : N.A
- o Autres espèces pêchées: *Eleotris pemiger*, *Macrobrachium heterochirus*, *Cherax quadricarinatus*, *Macrobrachium acanthurus*



DONNÉES PHYSICOCHIMIQUES (JUN 2020)

- o Température: 26.56°C
- o pH: 7.0
- o Concentration en q : 3.68 mg/l
- o Taux de saturation en q : 44.75 %
- o Conductivité: 354.9 uS/cm

Annexe 14. Fiche descriptive de la station « Pont N8 »

GOLF DES TROIS ILETS – RIVIÈRE DE LA PAGERIE BASSIN VERSANT DE LA PAGERIE

CARACTÉRISTIQUES DE LA STATION

- o Coordonnées GPS 14°32'18"N ; 6°12'42"O
- o Altitude : 10 m
- o Largeur mouillée moyenne 2 m
- o Longueur totale: 150 m
- o Substrat : litière (70%), galets (25%), roches (5%)
- o Classes de vitesse: 0-4 cm/s (100%)
- o Environnement aménagé (golf)
- o Caractéristiques des berges végétalisées
- o Pressions: EEE, golf



DONNÉES DES RÉSULTATS DE PÊCHE

- o CPUE: 0
- o Taille moyenne des individus
 - Femelle: N.A
 - Mâle: N.A
- o Masse moyenne des individus
 - Femelle: N.A
 - Mâle: N.A
- o Sexe ratio: N.A (Mâle : Femelle)
- o GSI : N.A
- o Autres espèces pêchées: *Oreochromis mossambicus*, *Poecilia reticulata*, *Eleotris perniger*, *Macrobrachium acanthurus*, *Cardisoma guanhumi*

DONNÉES PHYSICOCHIMIQUES (JUN 2020)

- o Température: N.A
- o pH: N.A
- o Concentration en ρ : N.A
- o Taux de saturation en ρ : N.A
- o Conductivité: N.A

Annexe 15. Fiche descriptive de la station « Golf des Trois Ilets »

RIVIÈRE CALEÇON – RIVIÈRE CALEÇON BASSIN VERSANT DE LA LÉZARDE

CARACTÉRISTIQUES DE LA STATION

- o Coordonnées GPS 14°36'49"N ; 6°57'49"O
- o Altitude : 30 m
- o Largeur mouillée moyenne 3 m
- o Longueur totale: 150 m
- o Substrat : sable (35%), gravier (30%), galets (20%), dalle (5%), litière (5%)
- o Classes de vitesse: 5-25 cm/s (100%)
- o Environnement agricole
- o Caractéristiques des berges végétalisées
- o Pressions: EEE, pâturage



DONNÉES DES RÉSULTATS DE PÊCHE

- o CPUE: 0
- o Taille moyenne des individus
 - Femelle: N.A
 - Mâle: N.A
- o Masse moyenne des individus
 - Femelle: N.A
 - Mâle: N.A
- o Sexe ratio: N.A (Mâle : Femelle)
- o GSI : N.A
- o Autres espèces pêchées: *Eleotris perniger*, *Macrobrachium* sp., *M. acanthurus*, *Macrobrachium heterochirus*, *Cherax quadricarinatus*, *Oreochromis mossambicus*

DONNÉES PHYSICOCHIMIQUES (JUN 2020)

- o Température: 26.00°C
- o pH: 7.4
- o Concentration en ρ : 6.39 mg/l
- o Taux de saturation en ρ : 79.06 %
- o Conductivité: 311.4 uS/cm

Annexe 16. Fiche descriptive de la station « Rivière Caleçon »

JARDIN D'Émeraude – RIVIÈRE D'Argent BASSIN VERSANT DE LA CAPOT

CARACTÉRISTIQUES DE LA STATION

- o Coordonnées GPS 14°44'58"N ; 6°6'17"O
- o Altitude: 380 m
- o Largeur mouillée moyenne 2 m
- o Longueur totale: 150 m
- o Substrat: rochers (55%), galets (30%), graviers (10%), sable (5%)
- o Classes de vitesse: 25-75 cm/s (100%)
- o Environnement forestier
- o Caractéristiques des berges végétalisées
- o Pressions: aucune visible

DONNÉES DES RÉSULTATS DE PÊCHE

- o CPUE: 0
- o Taille moyenne des individus
Femelle: N.A
Mâle: N.A
- o Masse moyenne des individus
Femelle: N.A
Mâle: N.A
- o Sexe ratio: N.A (Mâle: Femelle)
- o GSI: N.A
- o Autres espèces pêchées: (*Oreochromis mossambicus* et *Cherax quadricarinatus* dans le bassin) *Atya innocens*, *Macrobrachium faustinum*, *Macrobrachium heterochirus*



DONNÉES PHYSICOCHIMIQUES (JUIN 2020)

- o Température: N.A
- o pH: N.A
- o Concentration en ρ : N.A
- o Taux de saturation en ρ : N.A
- o Conductivité: N.A

Annexe 17. Fiche descriptive de la station « Jardin d'Émeraude »

FONDS DESFORTS – RIVIÈRE TRACÉE BASSIN VERSANT DU GALION

CARACTÉRISTIQUES DE LA STATION

- o Coordonnées GPS 14°42'48"N ; 6°58'33"O
- o Altitude: 20 m
- o Largeur mouillée moyenne 6 m
- o Longueur totale: 150 m
- o Substrat: sable (50%), litière (30%), galets (15%), graviers (5%)
- o Classes de vitesse: 25-75 cm/s (66%), 5-25 cm/s (33%)
- o Environnement agricole
- o Caractéristiques des berges végétalisées
- o Pressions: EEE, bananeraies

DONNÉES DES RÉSULTATS DE PÊCHE

- o CPUE: 0.83
- o Taille moyenne des individus
Femelle: 136 mm
Mâle: 204 ± 32 mm
- o Masse moyenne des individus
Femelle: 27 g
Mâle: 96 ± 47 g
- o Sexe ratio: 4.00:1 (Mâle: Femelle)
- o GSI: 0.21
- o Autres espèces pêchées: *Eleotris permiger*, *Cherax quadricarinatus*, *Macrobrachium acanthurus*, *Anguilla rostrata*, *Macrobrachium sp.*, *Macrobrachium carcinus*



DONNÉES PHYSICOCHIMIQUES (JUIN 2020)

- o Température: 26.92°C
- o pH: 7.3
- o Concentration en ρ : 6.83 mg/l
- o Taux de saturation en ρ : 85.37%
- o Conductivité: 203.9 uS/cm

Annexe 18. Fiche descriptive de la station « Fonds Desforts »

GUÉ DE LA DÉSIRADE – RIVIÈRE LÉZARDE BASSIN VERSANT DE LA LÉZARDE

CARACTÉRISTIQUES DE LA STATION

- o Coordonnées GPS 14°39'58"N ; 6°59'45"O
- o Altitude : 40 m
- o Largeur mouillée moyenne 20 m
- o Longueur totale : 400 m
- o Substrat : roches (60%), galets (30%), sable (10%), graviers (5%) dalle (5%)
- o Classes de vitesse: 5-25 cm/s(90%), 2575 cm/s (10%)
- o Environnement agricole
- o Caractéristiques des berges végétalisées
- o Pressions: EEE, bananeraies

DONNÉES DES RÉSULTATS DE PÊCHE

- o CPUE: 7.00
- o Taille moyenne des individus
Femelle : 154± 46 mm
Mâle : 191± 51 mm
- o Masse moyenne des individus
Femelle : 41± 36 g
Mâle : 77± 64 g
- o Sexe ratio: 1.71 : 1 (Mâle: Femelle)
- o GSI : 0.88± 1.21
- o Autres espèces pêchées: *Cherax quadricarinatus*,
Macrobrachium carcinus



DONNÉES PHYSICOCHIMIQUES (JUN 2020)

- o Température: 26.80°C
- o pH: 7.2
- o Concentration en q : 6.71 mg/l
- o Taux de saturation en q : 84.11 %
- o Conductivité: 146.0 uS/cm

Annexe 19. Fiche descriptive de la station « Gué de la Désirade »

USINE DU GALION – RIVIÈRE DU GALION BASSIN VERSANT DU GALION

CARACTÉRISTIQUES DE LA STATION

- o Coordonnées GPS 14°43'7"N ; 6°57'15"O
- o Altitude : 20 m
- o Largeur mouillée moyenne 3 m
- o Longueur totale : 150 m
- o Substrat : N.A
- o Classes de vitesse: 0-4 cm/s (100%)
- o Environnement agricole
- o Caractéristiques des berges végétalisées
- o Pressions: EEE, bananeraies

DONNÉES DES RÉSULTATS DE PÊCHE

- o CPUE: 0.50
- o Taille moyenne des individus
Femelle : 139± 19 mm
Mâle : 120 mm
- o Masse moyenne des individus
Femelle : 31± 13 g
Mâle : 19 g
- o Sexe ratio: 0.50 : 1 (Mâle: Femelle)
- o GSI : 0.25± 0.03
- o Autres espèces pêchées: *Macrobrachium heterochirus*,
Oreochromis mossambicus, *Cherax quadricarinatus*,
Macrobrachium acanthurus



DONNÉES PHYSICOCHIMIQUES (JUN 2020)

- o Température: 28.50°C
- o pH: 7.0
- o Concentration en q : 5.38 mg/l
- o Taux de saturation en q : 69.37 %
- o Conductivité: 143.8 uS/cm

Annexe 20. Fiche descriptive de la station « Usine du Galion »

BALHEU – RIVIÈRE DU LONGVILLIERS BASSIN VERSANT DU LONGVILLIERS

CARACTÉRISTIQUES DE LA STATION

- o Coordonnées GPS 14°38'56"N ; 6°0'59"O
- o Altitude : 30 m
- o Largeur mouillée moyenne 5 m
- o Longueur totale: 150 m
- o Substrat : Sable (35%), gravier (30%), litière (10%), rochers (10%), galets (10%), dalle (5%)
- o Classes de vitesse: 5-25 cm/s(80%), 2575 cm/s (20%)
- o Environnement rural
- o Caractéristiques des berges végétalisées
- o Pressions: EEE

DONNÉES DES RÉSULTATS DE PÊCHE

- o CPUE: 10.66
- o Taille moyenne des individus
Femelle : 180± 31 mm
Mâle : 204± 35 mm
- o Masse moyenne des individus
Femelle : 57± 31 g
Mâle : 80± 38 g
- o Sexe ratio: 2,32 : 1 (Mâle/Femelle)
- o GSI : 2,48± 3,08
- o Autres espèces pêchées: *Macrobrachium acanthurus*, *Macrobrachium crenulatum*, *Eleotris permiger*, *Cherax quadricarinatus*



DONNÉES PHYSICOCHIMIQUES (JUIN 2020)

- o Température: 27,58°C
- o pH: 7,5
- o Concentration en ρ : 7,12 mg/l
- o Taux de saturation en ρ : 90,72 %
- o Conductivité: 191,8 uS/cm

Annexe 21. Fiche descriptive de la station « Balheu »

BRASSERIE LORRAINE – PETITE RIVIÈRE BASSIN VERSANT DE LA LÉZARDE

CARACTÉRISTIQUES DE LA STATION

- o Coordonnées GPS 14°37'12"N ; 6°58'28"O
- o Altitude : 10 m
- o Largeur mouillée moyenne 3 m
- o Longueur totale: 150 m
- o Substrat : sable (80%), rochers (5%), galets (5%) et dalle (10%)
- o Classes de vitesse: 5-25 cm/s(100%)
- o Environnement agricole
- o Caractéristiques des berges végétalisées
- o Pressions: EEE, bananeraies, brasserie

DONNÉES DES RÉSULTATS DE PÊCHE

- o CPUE: 19,00
- o Taille moyenne des individus
Femelle : 182± 29 mm
Mâle : 213± 45 mm
- o Masse moyenne des individus
Femelle : 62± 31 g
Mâle : 102± 61 g
- o Sexe ratio: 2,10 : 1 (Mâle/Femelle)
- o GSI : 1,40± 2,71
- o Autres espèces pêchées: *Macrobrachium heterochirus*, *Macrobrachium acanthurus*, *Cherax quadricarinatus*, *Macrobrachium sp.*



DONNÉES PHYSICOCHIMIQUES (JUIN 2020)

- o Température: 27,05°C
- o pH: 7,1
- o Concentration en ρ : 4,44 mg/l
- o Taux de saturation en ρ : 55,49 %
- o Conductivité: 278,0 uS/cm

Annexe 22. Fiche descriptive de la station « Brasserie Lorraine »

ST-MAURICE – RIVIÈRE PETITE LÉZARDE BASSIN VERSANT DE LA LÉZARDE

CARACTÉRISTIQUES DE LA STATION

- o Coordonnées GPS 14°40'11"N ; 6°0'1"O
- o Altitude: 60 m
- o Largeur mouillée moyenne 6.50 m
- o Longueur totale: 150 m
- o Substrat : sable (53%), roches (20%), galets (15%), graviers (5%) dalle (5%), litière (2%)
- o Classes de vitesse: 5-25 cm/s(85%), 2575 cm/s (15%)
- o Environnement forestier
- o Caractéristiques des berges végétalisées
- o Pressions: EEE



DONNÉES DES RÉSULTATS DE PÊCHE

- o CPUE: 1.16
- o Taille moyenne des individus
Femelle : 137± 35 mm
Mâle : 150± 35 mm
- o Masse moyenne des individus
Femelle : 40± 27 g
Mâle : 27± 18 g
- o Sexe ratio: 0.75: 1 (Mâle: Femelle)
- o GSI : 0.98± 0.45
- o Autres espèces pêchées: *Guinotia dentata*, *Cherax quadricarinatus*, *Macrobrachium heterochirus*, *Macrobrachium sp.*

DONNÉES PHYSICOCHIMIQUES (JUIN 2020)

- o Température: 26.08°C
- o pH: 7.3
- o Concentration en q : 5.20 mg/l
- o Taux de saturation en q : 67.83 %
- o Conductivité: 179.7 μ S/cm

Annexe 23. Fiche descriptive de la station « Saint-Maurice »

MOULIN À EAU – PETITE RIVIÈRE BASSIN VERSANT DE LA LÉZARDE

CARACTÉRISTIQUES DE LA STATION

- o Coordonnées GPS 14°39'47"N ; 6°58'8"O
- o Altitude: 30 m
- o Largeur mouillée moyenne 2 m
- o Longueur totale: 150 m
- o Substrat : galets (35%), graviers (35%), dalle (20%), sable (10%)
- o Classes de vitesse: 5-25 cm/s(80%), 2575 cm/s (20%)
- o Environnement urbain
- o Caractéristiques des berges végétalisées
- o Pressions: EEE



DONNÉES DES RÉSULTATS DE PÊCHE

- o CPUE: 13.33
- o Taille moyenne des individus
Femelle : 117± 20 mm
Mâle : 125± 36 mm
- o Masse moyenne des individus
Femelle : 17± 9 g
Mâle : 25± 31 g
- o Sexe ratio: 1.10 : 1 (Mâle: Femelle)
- o GSI : 0.96± 0.36
- o Autres espèces pêchées: *Cherax quadricarinatus*, *Macrobrachium carcinus*, *Oreochromis mossambicus*, *M. acanthurus*, *M. faustinum*, *Cardisomaguanhum*

DONNÉES PHYSICOCHIMIQUES (JUIN 2020)

- o Température: 26.54°C
- o pH: 7.1
- o Concentration en q : 5.99 mg/l
- o Taux de saturation en q : 75.69 %
- o Conductivité: 239.2 μ S/cm

Annexe 24. Fiche descriptive de la station « Moulin à eau »

**Soudon / Nasse Caraïbes – RIVIÈRE LÉZARDE
BASSIN VERSANT DE LA LÉZARDE**

CARACTÉRISTIQUES DE LA STATION

- Coordonnées GPS 14°38'54"N ; 6°59'24"O
- Altitude : 30 m
- Largeur mouillée moyenne 20 m
- Longueur totale: 400 m
- Substrat : sable (50%), rochers (30%), galets (20%)
- Classes de vitesse: 5-25 cm/s(95%), 2575 cm/s (5%)
- Environnement urbain
- Caractéristiques des berges végétalisées
- Pressions: EEE, zone industrielle



DONNÉES DES RÉSULTATS DE PÊCHE

- CPUE: 6.83
- Taille moyenne des individus
Femelle : 15±15 g
Mâle : 179±23 g
- Masse moyenne des individus
Femelle : 32±9 g
Mâle : 54±28 g
- Sexe ratio: 4.00 : 1 (Mâle : Femelle)
- GSI : 0.41±0.04
- Autres espèces pêchées: *Cherax quadricarinatus*, *Eleotris perniger*, *Macrobrachium carcinus*

DONNÉES PHYSICOCHIMIQUES (JUIN 2020)

- Température: 26.70°C
- pH: 7.2
- Concentration en q : 6.90 mg/l
- Taux de saturation en q : 87.10 %
- Conductivité: 143.5 μ S/cm

Annexe 25. Fiche descriptive de la station « Soudon / Nasse Caraïbes

Species	Accession number
<i>Agonostomus monticola</i> (Bancroft, 1834)	JQ060397; JQ935847; MG496131
<i>Ancistomus snethlageae</i> (Steindachner, 1911)	KX087166
<i>Anguilla rostrata</i> (Lesueur, 1817)	EU524437; EU524441; HQ339977
<i>Aphanotorulus emarginatus</i> (Valenciennes, 1840)	KT239019
<i>Arcos nudus</i> (Linnaeus, 1758)	KJ616448; KY656421
<i>Atya innocuous</i> (Herbst, 1792)	EU005036; EU005041; EU005050
<i>Atya scabra</i> (Leach, 1816)	EU005144; EU005154; EU005158
<i>Awaous banana</i> (Valenciennes, 1837)	MG496095; MG936715; MG936723
<i>Baryancistrus xanthellus</i> (Rapp Py-Daniel, Zuanon & R. R. de Oliveira, 2011)	KX087167
<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	HQ575817; JQ841103; JQ842412
<i>Ctenogobius fasciatus</i> (Gill, 1858)	MG448726; MG449073; MG449444
<i>Danio rerio</i> (Hamilton, 1822)	HQ141078; HQ141080; JF915577
<i>Dormitator maculatus</i> (Bloch, 1792)	FN545586; HQ955845; JQ840473
<i>Eleotris perniger</i> (Cope, 1871)	KU232389; KU727870; KU727875
<i>Gobiomorus dormitory</i> (Lacepède, 1800)	AY722144; FN545590; HM379814
<i>Guavina guavina</i> (Valenciennes, 1837)	JQ840516; KU727830; KU727832
<i>Guinotia dentata</i> (Latreille, 1825)	AY803593; KU578961
<i>Hypancistrus zebra</i> (Isbrücker & Nijssen 1991)	KX611143
<i>Hypostomus affinis</i> (Günther, 1864)	KT239012; KT239013; MK355285
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	GU701726; MK464111
<i>Hypostomus commersoni</i> (Valenciennes, 1836)	EU359423; GU701716
<i>Hypostomus francisci</i> (Lütken, 1874)	NC_045188
<i>Hypostomus luetkeni</i> (Steindachner, 1877)	MG825026
<i>Hypostomus plecostomus</i> (Linnaeus, 1758)	KM576100
<i>Macrobrachium acanthurus</i> (Wiegmann, 1836)	GU205036; HM352485; KM101538
<i>Macrobrachium carcinus</i> (Linnaeus, 1758)	GU205050; HM352492; KM101549
<i>Macrobrachium crenulatum</i> (Holthuis, 1950)	HM352498; JF810994; JQ805900

<i>Macrobrachium faustinum</i> (de Saussure, 1857)	EU005003; EU005011; EU005017
<i>Macrobrachium heterochirus</i> (Wiegmann, 1836)	GU205061; HM352494; KM101553
<i>Macrobrachium rosenbergii</i> (de Man, 1879)	FJ958195; GQ995511; KF499328
<i>Micratya poeyi</i> (Guérin-Méneville, 1855)	EF489982; FJ348781; FJ348790
<i>Mugil cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	GU225393; GU225395; GU260667
<i>Oostethus brachyurus</i> (Bleeker, 1854)	JQ841283; JQ841284
<i>Oreochromis mossambicus</i> (Peters, 1852)	EU417781; EU752141; HQ959692
<i>Palaemon pandaliformis</i> (Stimpson, 1871)	KP179181; KP179185; KP179187
<i>Peckoltia furcate</i> (Gmelin, 1788)	KX087180
<i>Poecilia reticulata</i> (Peters, 1859)	GU702153; JN028266; JN989142
<i>Poecilia vivipara</i> (Bloch & Schneider, 1801)	GU701911; KU684418; KU684426
<i>Potimirim potimirim</i> (Müller, 1881)	EF489974; KP202822; KP202828
<i>Pterygoplichthys anisitsi</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	KT239004; KT239005
<i>Pterygoplichthys disjunctivus</i> (Weber, 1991)	AP012021
<i>Pterygoplichthys pardalis</i> (Castelnau, 1855)	KT239016
<i>Sicydium plumieri</i> (Bloch, 1786)	MK655759; MK655765; MK655771
<i>Sicydium punctatum</i> (Perugia, 1896)	KF668854; MK655674; MK655920
<i>Xiphocaris elongata</i> (Guérin-Méneville, 1855)	EU004954; EU004961; EU004966
<i>Xiphophorus helleri</i> (Heckel, 1848)	EU752037; EU752044; HM345930

Annexe 26. Liste des espèces proches et partageant la niche écologique d'*H. robinii* avec leur « accession number » de GenBank utilisé lors du design *in-silico* et des étapes de validation

Station	Espèce																Total
	<i>H. robinii</i>	<i>C. quadricarinatus</i>	<i>M. heterochirus</i>	<i>M. acanthurus</i>	<i>O. mossambicus</i>	<i>Macrobrachium sp.</i>	<i>E. perniger</i>	<i>M. carcinus</i>	<i>G. dentata</i>	<i>M. crenulatum</i>	<i>A. innocuus</i>	<i>M. faustinum</i>	<i>C. guanhumi</i>	<i>P. reticulata</i>	<i>A. rostrata</i>	<i>P. glauca</i>	
Pont N8	0	1	25	5	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32
Golf Trois Ilets	0	0	0	1	2	0	1	0	0	0	0	0	3	1	0	0	8
Rivière Caleçon	0	3	7	5	2	9	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	31
Jardin d'Emeraude	0	11	4	0	14	0	0	0	0	0	5	1	0	0	0	0	35
Case Dujon	42	0	0	0	0	2	2	0	2	1	0	0	0	0	0	0	49
Ressource	17	0	0	0	0	0	2	0	4	0	0	0	0	0	0	0	23
Duchatel St-Pierre	8	38	3	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	52
Balleu	63	7	0	5	0	0	3	0	0	2	0	0	0	0	0	0	80
Usine du Gallon	3	62	5	4	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	80
Moulin à eau	80	11	0	7	2	0	0	3	0	0	0	2	1	0	0	0	106
Saint-Maurice	7	22	4	0	0	3	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	38
Brasserie Lorraine	114	1	3	2	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	123
Soudon	41	36	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	80
Gué de la Désirade	42	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	45
Fonds Desforts	5	1	0	1	0	3	3	2	0	0	0	0	0	0	1	0	16
Route des Gués	77	2	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	81
Habitation Saint-Etienne	20	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	24
Quartier Rivière Lézarde	5	0	0	0	0	1	0	0	0	2	1	1	0	0	0	0	10
Total	524	200	51	30	26	21	18	11	8	7	6	4	4	1	1	1	913
Pourcentage	57,4	21,9	5,6	3,3	2,8	2,3	2,0	1,2	0,9	0,8	0,7	0,4	0,4	0,1	0,1	0,1	100,0
Pourcentages cumulés	57,4	79,3	84,9	88,2	91,0	93,3	95,3	96,5	97,4	98,1	98,8	99,2	99,7	99,8	99,9	100,0	
	Poisson																
	Ecrevisse																
	Crevette																
	Crabe																
	Mollusque																

Annexe 27. Tableau récapitulatif du nombre d'individus pêchés pour chaque espèce lors des pêches de confirmation