

Mémoire

Auteur : Durieux, François

Promoteur(s) : Hambuckers, Alain; Schockert, Vincianne

Faculté : Faculté des Sciences

Diplôme : Master en biologie des organismes et écologie, à finalité spécialisée en biologie de la conservation : biodiversité et gestion

Année académique : 2023-2024

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/20896>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

Le succès de nidification du cincle plongeur est-il influencé par la prédation du raton laveur en Wallonie ?



DURIEUX François

Travail de fin d'études présenté en vue de l'obtention du grade de
master en biologie des organismes et écologie, à finalité spécialisée en
Biologie de la Conservation : Biodiversité et Gestion

Promoteur : Alain Hambuckers ; Co-promotrice : Vinciane Schockert

Année académique 2023 - 2024

Août 2024

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier ma promotrice du DEMNA, Vinciane Schockert, pour son engagement dans cette étude. Le partage de son expertise faunistique, tant sur le terrain que lors des corrections de mon travail, m'a permis d'améliorer mes compétences dans ce domaine. Au-delà de l'amélioration de mon travail, les différentes discussions et ses réponses à mes diverses questions ont permis de mûrir mes réflexions sur la conservation de la biodiversité. Je remercie également mon promoteur au sein de l'Université de Liège, Alain Hambuckers, pour son expertise scientifique et ses précieux conseils lors de la réalisation de mon mémoire.

Un grand merci au bagueur Michel Ittelet, par qui mon aventure avec le cincle plongeur a commencé. Ses partages de connaissances m'ont permis de devenir plus efficace dans la recherche de sites de nidification, et je le remercie également pour son retour sur les effectifs bagués cette année.

Je tiens à exprimer ma reconnaissance au Contrat Rivière Meuse Aval, en particulier Marie-Claire Houée et Sébastien Devillers, ainsi que Luc Loeckx et les nombreux autres bénévoles, pour l'accueil chaleureux, le partage de leurs expériences et anecdotes avec cette espèce, ainsi que pour leur dévouement au suivi et à la conservation dans le cadre du projet « Cincle plongeur ». Leur engagement a grandement facilité ma recherche de nids.

Je remercie également l'ensemble des autres collaborateurs. Il s'agit notamment des ressources matérielles fournies et du sujet d'étude proposé par le DEMNA, sans lesquels cette recherche n'aurait pas été possible. Je tiens aussi à exprimer ma gratitude pour le partage d'informations essentielles concernant le cincle plongeur, notamment par le bagueur Guy Winters, Gaëtan Kleijnen au sein du Contrat Rivière de l'Amblève, Samuel Vander Linden pour le Comité local Meuhaigne et Stéphane Tombeur pour le Parc naturel Viroin-Hermeton. Je suis particulièrement reconnaissant envers toutes les personnes pour leur accueil cordial et les autorisations de passage sur leurs propriétés privées, avec une mention spéciale à Jean-Marc Denis et aux équipes de VIVAQUA au captage de Modave, à Monsieur Monami ainsi qu'à Jean-Claude Geuquet et Jean-Pascal Godefroid pour ArcelorMittal TDM Marchin. Mes remerciements s'adressent également aux Cantonnements de Chimay et de Couvin pour l'autorisation de circuler dans les Bois Communaux et Domaniaux. Je souhaite aussi remercier Philippe Goffart, qui m'a soutenu dans les premières étapes des analyses statistiques.

Enfin, je tiens à remercier ma famille pour le soutien, et tout particulièrement ma mère, qui a toujours cru en mes capacités, m'a soutenu avec force, et m'a transmis son amour pour la nature. Je remercie également tous mes amis pour le long et agréable chemin que nous avons parcouru ensemble.

Résumé

Le raton laveur est une espèce invasive préoccupante pour l'Union européenne, dont l'aire de répartition et la taille des populations ont considérablement augmenté en Europe au cours des dernières décennies. Son comportement opportuniste dans l'exploitation des habitats et des ressources alimentaires complique l'évaluation de son impact sur les espèces indigènes sensibles, rendant nécessaires des études approfondies sur les interactions proie-prédateur. Ces dernières années, plusieurs bagueurs ont signalé des prédateurs de nids de cincle plongeur potentiellement par le raton laveur. Cette alerte, ainsi que la méconnaissance des interactions entre ces deux espèces, ont conduit à cette étude dont les objectifs initiaux étaient d'objectiver cette prédation, à en comprendre les causes, et à évaluer son impact. Pour ce faire, une prospection et un suivi par pièges photographiques de nids de cincles, complétés par quelques nids de bergeronnettes des ruisseaux, ont été réalisés du 8 février au 2 juillet 2024, lors de la période de nidification du cincle plongeur. Au total, 16 nids de cincle et 3 nids de bergeronnette ont été suivis sur le bassin de la Meuse Amont, et 13 nids de cincle et 3 nids de bergeronnette sur le bassin de la Meuse Aval. Parmi les 337 séquences de raton laveur analysées, seules deux tentatives d'accès aux nids ont été observées, sans aucune tentative de prédation enregistrée. Plusieurs facteurs propres à l'écologie du cincle semblent limiter la prédation par le raton laveur : la faible superposition des périodes d'activité des deux espèces, le peu d'excréments de cincles aux abords des nids qui constituent des indices pour le raton laveur et l'accès difficile aux nids surplombant l'eau lorsque la hauteur d'eau dépasse 20 cm. Par ailleurs, la fréquence de passage du raton laveur semble être plus élevée lors de la 2^{iem} période de nidification du cincle, lorsque le nombre de nids actifs est plus faible. Cependant, l'analyse des images met clairement en évidence que le raton laveur est l'un des principaux mammifères utilisant activement les cours d'eau pour se déplacer et pour cette raison, il reste un candidat potentiel comme prédateurs des oiseaux nichant au bord des cours d'eau, en particulier si l'accessibilité est facilitée par une faible hauteur d'eau. Nous ne pouvons exclure cette hypothèse car, nos observations se sont déroulées durant une période pendant laquelle les hauteurs d'eau étaient inhabituellement élevées comparées à celles des autres années. Il est aussi important de noter que l'ensemble des sites de nidification surveillés se trouve sous des ouvrages d'art. La prédation sur les nids naturels, potentiellement plus exposés à des rencontres fortuites avec le raton laveur, n'a pas été explorée. Cela mériterait une attention particulière. Enfin, la prédation par des espèces indigènes existe. Ainsi, nous avons observé sur nos images deux tentatives d'accès au nid par un mustélide et des tentatives répétées de prédation par un geai des chênes. Cette étude ne permet donc pas de prouver que raton laveur a un impact sur le succès de nidification du cincle plongeur en Wallonie. En ce qui concerne la gestion du cincle plongeur, il apparaît que les nichoirs ne semblent pas être des pièges écologiques, et les mesures de gestion peuvent pour l'instant se limiter à une mise en place optimale de ceux-ci.

Table des matières

Remerciements	I
Résumé	II
Table des matières	III
Table des figures	V
Table des tableaux	VI
Liste des annexes	VII
Liste des abréviations	VIII
1. Introduction	1
1.1. Le raton laveur (<i>Procyon Lotor</i>)	2
1.1.1. Classification	2
1.1.2. Aire de répartition	3
1.1.2.1. Naturelle	3
1.1.2.2. Invasion.....	3
1.1.2.2.1. <i>En Europe</i>	3
1.1.2.2.2. <i>En Belgique</i>	4
1.1.3. Morphologie et aptitude.....	5
1.1.4. Biologie et comportement social	6
1.1.5. Habitat	7
1.1.6. Domaine vital et densité	7
1.1.7. Régime alimentaire.....	8
1.1.7.1. <i>Généralités</i>	8
1.1.7.2. <i>Spécificités : milieux humides et avifaune</i>	9
1.1.8. Impacts négatifs	11
1.1.8.1. Compétition	12
1.1.8.2. Impacts sanitaires	12
1.1.8.3. Perte économique et mesure de gestion	13
1.2. Le cincle plongeur (<i>Cinclus cinclus</i>)	14
1.2.1. Description de l'espèce	14
1.2.2. Ecologie.....	15
1.2.2.1. Habitat et reproduction	15
1.2.2.2. Alimentation	16
1.2.2.3. Les Menaces	17
1.2.2.3.1. <i>Anthropiques</i>	17
1.2.2.3.2. <i>Compétition et prédation</i>	17
1.3. Objectifs du travail	18
2. Matériel et méthode	19
2.1. Zone d'étude	19

2.2.	Prospection des cours d'eau	20
2.3.	Inspection et validation des nids	21
2.4.	Piège photographique	21
2.4.1.	Modèle et mise en place	21
2.4.2.	Gestion	22
2.4.3.	Analyse des images collectées	23
2.5.	Hauteur du nid et de l'eau	24
2.6.	Traitements statistiques	24
3.	Résultats	26
3.1.	Prospection	26
3.2.	Analyse des images	27
3.3.	Relations comportements-facteurs du milieu.....	31
3.3.1.	Passage des ratons laveurs	31
3.3.2.	Variation de la hauteur d'eau	33
3.3.3.	Observation du passage à proximité des nids selon les bassins	33
3.3.4.	Comparaison des périodes d'activité du cincle et du raton laveur	35
4.	Discussion	36
4.1.	Nids de cincle plongeur.....	36
4.2.	Caractéristiques influençant le passage des ratons laveurs.....	37
4.2.1.	L'accessibilité.....	37
4.2.2.	La temporalité	39
4.2.3.	Typologie des sites.....	39
4.3.	Stimulus	41
4.3.1.	Période d'activité : stimuli visuels et auditifs.....	41
4.3.2.	Stimuli olfactifs	41
4.3.3.	Cas d'intérêt pour les autres espèces	42
4.4.	Perspectives et Recommandations.....	43
4.4.1.	Choix du site	43
4.4.2.	Installation de la caméra	44
4.5.	Conservation	46
4.5.1.	Pose de nichoir	46
4.5.2.	Régulation locale ?	48
5.	Conclusion.....	49
6.	Bibliographie	51
7.	Annexes	69

Table des figures

<i>Figure 1: Répartition européenne du raton laveur</i>	<i>4</i>
<i>Figure 2 : Observations de ratons laveurs réalisées entre le 01/01/2000 au 30/06/2022 en Wallonie.</i>	<i>5</i>
<i>Figure 3 : Traces d'empreintes du raton laveur et différence morphologique entre P. lotor et les autres espèces à masque facial blanc.</i>	<i>5</i>
<i>Figure 4 : Représentation de la fréquence d'occurrence (F%) des proies des ratons laveurs étudiés.</i>	<i>9</i>
<i>Figure 5 : Comparaison des taux de prédation de nids entre les catégories de profondeur d'eau</i>	<i>11</i>
<i>Figure 6 : Fréquence d'occurrence (%) des aliments consommés par les ratons laveurs en Wallonie.....</i>	<i>11</i>
<i>Figure 7 : Photo de cincle plongeur, Fond d'Oxhe.....</i>	<i>14</i>
<i>Figure 8 : Nid de cincle plongeur construit dans un nichoir.....</i>	<i>16</i>
<i>Figure 9 : Cours d'eau suivis dans la zone d'étude.....</i>	<i>19</i>
<i>Figure 10 : Indices de présence d'occupation de site par le cincle plongeur.</i>	<i>20</i>
<i>Figure 11 : Angle de vue d'une caméra donnant sur un nichoir de cincle plongeur.....</i>	<i>22</i>
<i>Figure 12: Tentative d'accès à un nid de bergeronnette des ruisseaux (21h53) au ruisseau de Noye.</i>	<i>27</i>
<i>Figure 13 : Présence du raton laveur au sein des deux bassins versants.</i>	<i>28</i>
<i>Figure 14 : Probabilités de présence du raton laveur en fonction de la date et des classes de hauteur d'eau sous le nichoir</i>	<i>32</i>
<i>Figure 15 : Violin plot de la distribution de la hauteur de l'eau à différentes dates pour l'ensemble des sites de nidification suivis sur les bassins Meuse Amont et Aval</i>	<i>33</i>
<i>Figure 16 : Probabilités de présence du raton laveur en fonction de la date et des bassins-versants.</i>	<i>34</i>
<i>Figure 17 : Distributions des heures d'activité des deux espèces.</i>	<i>35</i>
<i>Figure 18 : Raton laveur utilisant un passage rocheux pour se nourrir dans l'eau.....</i>	<i>38</i>
<i>Figure 19: Raton laveur et cincle juvénile présent à la même cascade</i>	<i>40</i>
<i>Figure 20 : Activité du raton laveur sous un nichoir occupé par un cincle plongeur.</i>	<i>41</i>
<i>Figure 21 : Nichoir propre lors de la couvaison. Nichoir sale post-nidification.....</i>	<i>42</i>
<i>Figure 22 : Tentative de prédation par un geai des chênes</i>	<i>42</i>
<i>Figure 23 : Mousse pendante : espèce indéterminée.</i>	<i>43</i>
<i>Figure 24 : Détection de la caméra par le raton laveur.</i>	<i>45</i>
<i>Figure 25 : Accès au nichoir de la part d'une fouine/martre.</i>	<i>46</i>
<i>Figure 26 : Ancien nichoir en PVC et planche utilisés par le cincle plongeur ; nichoir en bois cassé par une crue.</i>	<i>47</i>

Table des tableaux

<i>Tableau 1 : Caractéristiques des différents nids suivis par caméra.</i>	<i>27</i>
<i>Tableau 2 : Nombre de séquences de passage des potentiels prédateurs.</i>	<i>29</i>
<i>Tableau 3 : Résumé des paramètres du modèle logistique mixte (effet aléatoire du site) expliquant la présence du raton laveur : date et hauteur d'eau</i>	<i>31</i>
<i>Tableau 4 : Résumé des paramètres du modèle logistique mixte (effet aléatoire du site) expliquant la présence du raton laveur : date et les bassins versants.....</i>	<i>34</i>

Liste des annexes

<i>Annexe 1 : Critères d'attribution de statuts à une espèce invasive selon le protocole ISEIA.</i>	<i>69</i>
<i>Annexe 2 : Exemples de taille du domaine vital et de densité.....</i>	<i>69</i>
<i>Annexe 3 : Moyens de mesure et de lutte autorisés face au raton laveur par l'Union Européenne.....</i>	<i>70</i>
<i>Annexe 4 : Protections de nichoirs par un dispositif de bandes de plastique rhizomique</i>	<i>71</i>
<i>Annexe 5 : Comparaison de la distribution du cincle avec les états écologiques des masses d'eau en Wallonie.....</i>	<i>72</i>
<i>Annexe 6 : Résumé des fiches de caractérisation des masses d'eau de surface du DHI Meuse pour les principales rivières d'intérêt et autres cours d'eau prospectés.</i>	<i>73</i>
<i>Annexe 7 : Données du contrat de rivière Meuse Aval concernant le succès et l'échec de 2018 à 2023 pour la première et la deuxième période de nidification du cincle plongeur.</i>	<i>74</i>
<i>Annexe 8 : Différence entre les excréments de cincle plongeur et de bergeronnette des ruisseaux.....</i>	<i>75</i>
<i>Annexe 9 : Variation des hauteurs d'eau pendant la période de surveillance des caméras selon les différents sites.</i>	<i>76</i>
<i>Annexe 10 : Comparaison des hauteurs d'eau mensuelles de 2024 avec les moyennes de janvier à juin des années 2019-2023 pour les différentes stations hydrologiques</i>	<i>77</i>

Liste des abréviations

AIC	Akaike Information Criterion
AUC	Area Under the Curve
Cm	Centimètre
DEMNA	Département de l'Étude du Milieu Naturel et Agricole
DNF	Département de la Nature et des Forêts
EEE	Espèce exotique envahissante
Ha	Hectare
ISEIA	Invasive species environmental impact assessment
Km	Kilomètre
OTAN	Organisation du Traité de l'Atlantique Nord
ROC	Receiver Operating Characteristic
m	Mètre
s	Seconde

1. Introduction

Une espèce exotique est définie comme étant tout spécimen vivant d'une espèce (ou d'un taxon de rang inférieur) introduit en dehors de son aire de répartition naturelle, susceptible de survivre et, ultérieurement, de se reproduire. Elle est catégorisée comme envahissante ou invasive, dès lors que son introduction ou propagation constitue une menace pour la biodiversité et les services écosystémiques associés (European commission, 2021). La menace que constituent ces espèces est considérée comme le deuxième facteur de perte de biodiversité et d'extinctions d'espèces, derrière la destruction et la dégradation des habitats, selon les taxons et les zones géographiques étudiés (Bellard et al., 2016; Wilcove et al., 1998). Elle est d'autant plus impactante quand elle co-existe avec ces derniers (Berglund et al., 2013). Ces individus entraînent diverses conséquences directes sur les populations indigènes. Cela se manifeste notamment par l'hybridation qui diminue la variabilité génétique et modifie le patrimoine génétique, par la transmission d'agents pathogènes, tel que le parasitisme, qui engendre diverses maladies ou encore la perturbation du réseau trophique comprenant la prédation et/ou la compétition pour les ressources (Hester & Harrison, 2007). Ils interagissent aussi indirectement par la modification de l'environnement, en influençant les processus hydrologiques, géomorphologiques et la composition du sol (Vitousek et al., 1996). Tous ces impacts entraîneront des répercussions économiques. Le coût global des espèces exotiques envahissantes (EEE) en Europe, estimé à 116,61 milliards d'euros entre 1960 et 2020, dont 60 % est lié aux dommages, a connu une augmentation exponentielle, avec des coûts multipliés par dix chaque décennie (Haubrock et al., 2021).

Pour limiter la présence des EEE, et ainsi atténuer leurs répercussions, l'Europe a mis en vigueur depuis 2015 un règlement (n° 1143/2014) sur la prévention et la gestion de l'introduction et de la propagation d'espèces exotiques envahissantes. Les États membres sont tenus de prendre des mesures sur : les voies d'introduction non-intentionnelle, la détection précoce et l'éradication rapide de ces espèces, et de la gestion des espèces déjà largement répandues sur leur territoire (European commission, 2021). En ce qui concerne la législation wallonne sur les EEE, en plus de se conformer au règlement européen, elle présente une circulaire (2688) depuis 2007 sur la régulation d'espèces animales non-indigènes (Ministère de la région Wallonne, 2007). Parmi les 88 espèces EEE réglementées en Europe, le raton laveur est une espèce préoccupante pour l'Union européenne (European commission, 2024). En Belgique, selon le protocole ISEIA donnant un score aux espèces invasives, l'espèce a un statut A2 sur la liste noire. La lettre A indique qu'il a un impact environnemental élevé, se basant sur 4 sections qui abordent les dernières phases du processus d'invasion : la capacité de propagation, la colonisation des habitats naturels, et les impacts négatifs sur les espèces et écosystèmes indigènes. Le chiffre 2 exprimant une occupation partielle du territoire belge (Branquart, 2009; Branquart et al., 2008) (annexe 1).

L'aire de répartition du raton laveur a considérablement augmenté en Allemagne, passant de 85 115 km² sur la période 2001 à 2011, à 111 630 km² à cette dernière et comblera

potentiellement 71% du pays en 2061 (Fischer et al., 2016), en Italie avec la région de Lombardie qui a vu une augmentation de 138% de 2008 à 2014 (Mori et al., 2015) et en Belgique où l'espèce a une progression considérée comme modérée, avec une évolution de 59% du nombre de mailles de 1km² occupées par le raton laveur, de 2015-2022 par rapport à la période 2000-2022 (SPW, 2022). En Europe centrale, la population de raton laveur a cru de plus de 300 % depuis les années 1990 et continue à croître de manière exponentielle, rendant urgente l'élaboration d'une stratégie de gestion à long terme des populations (Salgado, 2018). À ce jour, l'impact des ratons laveurs sur la faune indigène européenne est généralement perçu comme étant de faible ampleur. Cette conclusion est discutable, car les études sur l'empreinte écologique en Europe sont souvent peu nombreuses et mal documentées, ce qui ne permet pas d'interprétation statistique robuste (Bartoszewicz et al., 2008; Engelmann et al., 2011; Fiderer et al., 2019; Stope, 2023). Cependant, la forte croissance observée des populations de ratons laveurs, surtout après 2010, associée à un opportunisme évident et une exploitation efficace de nombreuses niches écologiques par cette espèce dans les zones étudiées, couplés à des habitudes alimentaires variées, intensifie la pression potentielle sur les espèces animales sensibles, et implique la nécessité de conduire des études d'interactions proie-prédateur par rapport à cette espèce invasive (Cunze et al., 2023; Kochmann et al., 2021; Salgado, 2018). En Wallonie, des cas de prédation sur certaines espèces sensibles (chouette hulotte, mulette épaisse, cigogne noire...) ont été rapportés mais pour objectiver l'impact de cette EEE sur des populations particulières d'espèces animales indigènes, des études basées sur des protocoles spécifiques sont menées en Région wallonne (Renard et al., 2022; Schockert et al., 2023).

1.1. Le raton laveur (*Procyon Lotor*)

1.1.1. Classification

Le raton laveur est un mammifère placentaire de l'ordre des *Carnivora* (ITIS, 2024). Les carnivores se distinguent notamment par une modification de la quatrième prémolaire supérieure et de la première molaire inférieure. Cette spécificité dentaire a pour nom « carnassières », ce qui correspond à des dents en forme de lame adaptée à trancher la chair, mais à laquelle s'ajoute la fonction de broyage (Rose, 2006). Les carnivores constituent le groupe prédominant de mammifères prédateurs tout au long du Cénozoïque, ère géologique actuelle qui a débuté il y a environ 65,5 millions d'années (Ewer, 1973). Certaines lignées ont évolué d'une consommation majoritairement carnée à un régime omnivore, frugivore, myrmécophage, piscivore ou encore d'autres régimes spécialisés (Rose, 2006). Le raton laveur est de la famille des *Procyonidae*, qui comprend 5 genres pour un total de 13 espèces, tels que les coatis, bassaris, kinkajous et olingos. L'irradiation des *Procyonidae* a eu lieu en Amérique du Nord, suivie d'une diversification en Amérique centrale. On y retrouve des traces fossiles de l'époque géologique du Miocène, ayant commencé il y a environ 23 millions d'années (Aubry, s. d.), dont des vestiges du genre *Procyon* (Ewer, 1973; Rose, 2006). A ce jour, il comprend 3 espèces que sont *Procyon cancrivorus*, *Procyon pygmaeus* et *Procyon lotor*. Ce dernier présente 20 sous-espèces validées taxonomiquement (ITIS, 2024).

1.1.2. Aire de répartition

1.1.2.1. Naturelle

Avec une répartition couvrant l'Amérique du Nord et centrale, le raton laveur se retrouve du sud du Canada au Panama, incluant également les îles proches des zones côtières. Ces dernières décennies et surtout après 2010, leur son aire de répartition s'est étendue, notamment en Ontario au Canada et dans les Montagnes Rocheuses à l'ouest des États-Unis. L'espèce rencontre des limites de distribution dans les zones arides et les forêts boréales (Kaufmann, 1982; Wilson & Reeder, 2005; Zeveloff, 2002). Depuis les années 1940, l'augmentation rapide de l'abondance des populations de rats laveurs et de leur répartition sur le continent américain semble être due à l'expansion urbaine et agricole, à une moindre rigueur des hivers durant la dernière décennie, ainsi qu'à la translocation d'individus pour rétablir des zones de chasse et satisfaire des intérêts personnels (Prange et al., 2004; Zeveloff, 2002). De plus, la diminution locale des populations de coyotes et de loups pourrait avoir influencé l'état des populations de rats laveurs, bien que les preuves directes à l'appui de cette hypothèse soient limitées (Zeveloff, 2002).

1.1.2.2. Invasion

L'espèce a été introduite dans plusieurs régions, comprenant le Japon (Asano et al., 2003; Ikeda et al., 2004), l'ex-URSS (Aliev & Sanderson, 1966), les îles de la Reine-Charlotte au Canada (Hartman & Eastman, 1999), ainsi que dans divers pays en Europe (Beltrán-Beck et al., 2011). Le manque de connaissances sur leur écologie dans ces nouvelles régions a compliqué les efforts de gestion de population (Troyer et al., 2014). Les raisons de l'introduction du raton laveur incluent ses échappées et abandons (parc zoologique, bases militaire, maison), son intérêt « scientifique » (objectif d'amélioration de la faune) et économique (chasse et fourrure). Sa naturalisation résultant donc d'actes volontaires ou accidentels (Aliev & Sanderson, 1966; Léger & Ruelle, 2014; Lutz, 1984; Prange et al., 2004). Son aspect mignon et impressionnant le rend populaire (Pettit, 2010). Globalement, la nature sauvage du raton laveur et sa dextérité ont entraîné des abandons irresponsables et des évasions de captivité, ce qui a favorisé sa naturalisation (Schockert, 2017).

1.1.2.2.1. En Europe

La première présence en Europe de l'Est est due au lâcher de quelques individus, du parc zoologique de Tashkent, en 1936 par des zoologistes russes, dans un objectif d'amélioration de la biodiversité. On compte 1243 individus mis en liberté de 1936 à 1958, mais seule une population au pied du Caucase s'est développée avec succès (Saveljev et al., 2021).

Le premier centre de dispersion du raton laveur en Europe centrale se trouve en Allemagne, où les premières introductions ont eu lieu dans les années 1920 et 1930 (Lutz, 1984, 1996), suivies par des évasions d'élevages à fourrure dans les années 1940 (Müller-Using, 1959). Depuis les années 1970 (Kauhala, 1996; Salgado, 2018), ces populations ont

progressivement étendu leur habitat vers les pays voisins, faisant de l'Allemagne un noyau principal en expansion (Fischer et al., 2015).

Les foyers en France sont apparus en 1966 par le lâcher des mascottes des troupes américaines de l'OTAN de la base aérienne de Laon-Couvron (Aisne) lorsque ces dernières ont quitté le territoire. Cet événement a été suivi de probables lâchers au départ de parcs zoologiques en Auvergne (fin des années 1990) et en Gironde (2007). La Moselle est touchée depuis 2000 par des migrations d'individus issus d'Allemagne (Léger & Ruette, 2014; Maillard et al., 2020). Ce phénomène est concomitant à la présence de l'espèce au nord du Luxembourg en 1970 ayant généré une expansion vers le sud du Pays depuis 2011 (De Sousa, 2020; Frantz et al., 2005). Les Pays-Bas connaissent aussi des échappées de parcs zoologiques, à gibier ou de cirques, ainsi que de foyers domestiques dès 1960, avec la première observation de reproduction en 1987 (Bekker et al., 2017; La Haye et al., 2022; Libois, 1987). Ces échappées forment une population génétique distincte au Limbourg, tandis que d'autres populations néerlandaises semblent provenir de la dispersion de populations allemandes ou d'animaux introduits indépendamment (Maas et al., 2021).

Les multiples introductions et événements fondateurs, ainsi que le flux génétique, augmentent progressivement la taille effective de la population et améliore sa capacité d'adaptation, accroissant ainsi la probabilité de succès de l'invasion (Maas et al., 2021; Maillard et al., 2020; Sakai et al., 2001). Bien que le raton laveur ne soit pas établi dans tous les pays d'Europe, il a été repéré à l'état sauvage dans au moins 27 d'entre eux, que ce soit au sud-ouest avec l'Espagne, au nord avec la Suède, au sud avec la Grèce ou à l'est avec l'Ukraine (Salgado, 2018; Stope, 2023) (Figure 1).



Figure 1 : Répartition européenne du raton laveur. La couleur verte représente les pays où il n'y a pas eu de détection officielle. L'année indique la première détection sur un territoire national selon Stope (2023).

1.1.2.2.2. En Belgique

La première observation en Belgique remonte à 1980 dans le nord du Limbourg (Verkem et al., 2003), suivie d'une autre en 1986 en Wallonie, dans la commune d'Amblève, résultant d'une collision avec une voiture (Libois, 1987). Bien que la population ait stagné durant les 15-20 années qui ont suivi (Libois, 2006), le raton laveur a réussi à se disperser jusqu'au sud de la Belgique en 2008, en Ardenne (Libois et al., 2019). En Belgique, la population de rats laveurs

est alimentée par des mouvements d'individus provenant de France, d'Allemagne et du Luxembourg (Maas et al., 2021; Maillard et al., 2020).

On retrouve actuellement le raton laveur dans toutes les provinces de Wallonie, et plus particulièrement dans les provinces de Liège et du Luxembourg (GBIF, 2024.; La biodiversité en Wallonie, 2023) (Figure 2). À titre informatif, toutes sources confondues, 1660 observations ont été encodées pour la Belgique en 2023 (GBIF, 2024).

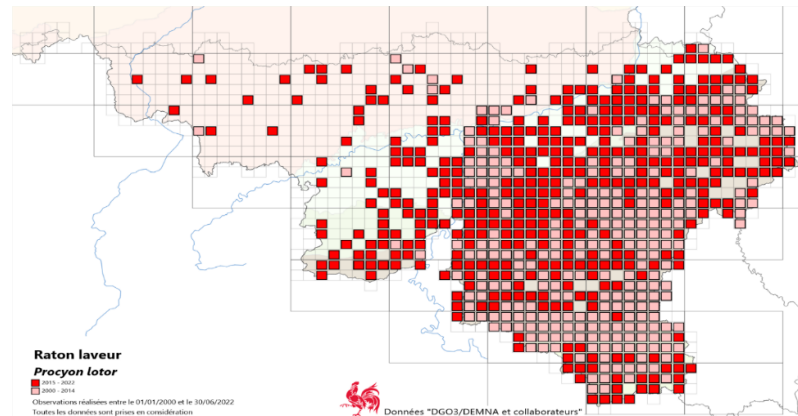


Figure 1 : Observations de ratons laveurs réalisées entre le 01/01/2000 au 30/06/2022. Les cases pâles sont les valeurs de 2000-2014, les cases rouges étant les données supplémentaires de 2015-2022 (La biodiversité en Wallonie, 2023).

1.1.3. Morphologie et aptitude

Le raton laveur mesure entre 60 et 105 cm, avec un poids adulte de 3,6 à 9 kg. Il présente un léger dimorphisme sexuel, les femelles étant quelque peu plus petites et plus légères que les mâles (Zeweloff, 2002). Ses caractéristiques physiques distinctives sont le masque facial brun-noir avec des poils blanchâtres et une queue annelée de 5 à 7 anneaux brun-noir alternant avec des poils plus clairs (Lotze & Anderson, 1979). Ces traits le distinguent du chien viverrin, autre EEE sur le continent européen, qui présente une queue monochrome et un masque facial interrompu par une bande plus claire (Geptner et al., 1988) (Figure 3).

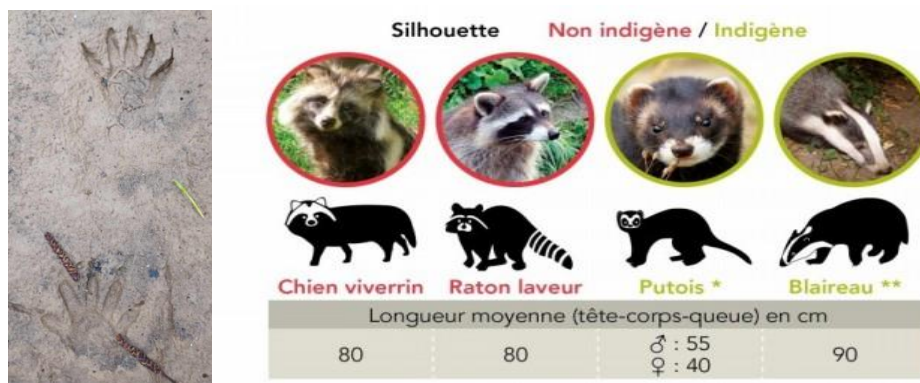


Figure 2 : A gauche, traces caractéristiques de « main d'enfant » de raton laveur prise le long du Hoyoux et à droite, différence morphologique entre *P. lotor* et les autres espèces à masque facial blanc (biodiversité de Wallonie, 2023).

Le raton laveur possède des poils de garde longs et raides, ainsi qu'un sous-poil dense pour l'isolation. La couleur du pelage varie du gris au noir, sauf en cas d'albinisme ou selon les sous espèces. La queue mesure de 19,2 à 40,5 cm, sert d'équilibre pour grimper, et protège du froid en hiver grâce à une épaisse couche de graisse (Wilson & Ruff, 1999; Zeweloff, 2002). Ses yeux, adaptés à la vision nocturne, sont complétés par une bonne ouïe et un odorat performant. Ses pattes antérieures, semblables à des mains d'enfant, avec cinq longs doigts et des griffes non rétractiles, lui permettent de grimper et de manipuler des objets. Son sens tactile

est particulièrement développé, utile pour chercher de la nourriture dans l'eau (Ewer, 1973; Zeveloff, 2002).

1.1.4. Biologie et comportement social

En milieu naturel, le raton laveur peut vivre jusqu'à 10-12 ans (Lotze & Anderson, 1979) et jusqu'à 20 ans en captivité (Nowak, 1991). Cependant, les prédatations, les hivers rigoureux, les maladies, les malnutritions et autres causes anthropiques (collisions, chasse, piégeage) ramènent sa durée de vie moyenne à 3-5 ans (McWilliams & Wilson, 2015; Riley et al., 1998; Suraci et al., 2016; Troyer et al., 2014; Zeveloff, 2002). Les réserves adipeuses accumulées durant l'été et l'automne augmentent la survie hivernale des individus, période où la raréfaction alimentaire peut entraîner une perte de masse corporelle pouvant atteindre 50 %. Ils peuvent entrer en dormance en période de grand froid (Lotze & Anderson, 1979).

La reproduction survient de janvier à juin, avec un pic en février et mars selon les conditions climatiques et la photopériode. La gestation est de 63 jours en moyenne, avec une majorité de naissances fin avril. Peu de femelles sont sexuellement matures à 1 an (10-40%), les mâles l'étant vers 1 an et demi (été-automne) (Ewer, 1973; Johnson, 1970; Wilson & Ruff, 1999). La portée varie de 1 à 8 jeunes, avec une moyenne de 2 à 5 (Jolicoeur et al., 2011; Lotze & Anderson, 1979). Ils suivent la mère dès 10 semaines, et deviennent relativement autonomes à 20 semaines (Nowak, 1991; Wilson & Ruff, 1999). La femelle s'occupe seule des juvéniles jusqu'à la dissolution du groupe familial au printemps suivant. Les jeunes femelles partagent ou se dispersent peu du domaine vital de la mère, tandis que les mâles trouvent un territoire en moyenne au-delà de 5km (Gehrt & Fritzell, 1999; Zeveloff, 2002). Cependant, cette distance de dispersion peut varier considérablement selon les régions. Par exemple, dans le Dakota du Nord ou le Michigan, la dispersion atteint généralement environ 20 km (Zeveloff, 2002), mais peut régulièrement s'étendre jusqu'à 40 km (Grzimek 1972 *in* Aubrecht, 1985).

Le système d'accouplement est la polygynie, bien qu'il existe des fonctionnements de promiscuité selon les interactions entre les femelles (Gehrt & Fritzell, 1998). Les mâles peuvent être solitaires, mais forment souvent des groupes sociaux où ils partagent des activités telles que les déplacements, la recherche de nourriture et l'utilisation commune des tanières (Hirsch et al., 2013), ce qui étend le territoire, augmentant l'accessibilité aux femelles (Pitt et al., 2008). Les mâles dominants s'occupent généralement d'une seule femelle réceptive à la fois (Gehrt & Fritzell, 1998). Ils peuvent être territoriaux quand les ressources, qu'elles soient alimentaires ou reproductives, sont limitées (Fritzell, 1978b). La formation de groupes se réalise lorsque les densités et les ressources sont élevées, particulièrement dans les agglomérations (Gehrt & Fritzell, 1998; Pitt et al., 2008). Les alliances entre femelles sont peu communes, bien que quelques cas existent, comme les partages du nid de reproduction entre la mère et ses filles (Gehrt & Fritzell, 1998).

1.1.5. Habitat

Le raton laveur privilégie les habitats humides, qu'il s'agisse des forêts de feuillus en bordure de plans d'eau ou d'écosystèmes lenticques et lotiques, tels que les forêts alluviales (riveraines de rivières et de ruisseaux), les marécages et les mangroves (Abe et al., 2006; Chamberlain et al., 2009; Fisher, 2007; Fritzell, 1978b; Hermes et al., 2011; Suzuki et al., 2003). Ses caractéristiques physiques, comportementales et alimentaires lui ont permis de s'installer dans des zones où l'eau et les arbres se raréfient, comme les déserts et les plaines, avec néanmoins de plus faibles densités que dans sa niche écologique optimale (Bartoszewicz et al., 2008; García et al., 2012). Cela est permis notamment par l'utilisation de systèmes d'irrigation et d'abreuvoirs (Zeweloff, 2002).

Un environnement hétérogène et fragmenté, pour la disponibilité saisonnière des ressources, est préférable aux grandes zones boisées (Byrne & Chamberlain, 2011). C'est une caractéristique que l'on retrouve dans des milieux urbains et péri-urbains qui, combinée à son comportement peu farouche, entraîne une cohabitation inévitable avec l'humain (Koike et al., 2006). Les zones forestières lui offrent des refuges et une source principale de nourriture, qu'il complète avec des ressources agricoles et déchets anthropiques (Chamberlain et al., 2009). Il évite les milieux ouverts, utilisant préférentiellement les bordures de champs, avec l'implantation de haies, pour la disponibilité de proies et d'abris mis à sa disposition (Pedlar et al., 1997). On le retrouve actuellement en Belgique dans des forêts de feuillus, mixtes, de conifères ou riveraines, et dans les zones humides, agricoles et urbaines. Les régions alternant paysages ouverts et boisés, ou fortement boisés comme l'Ardenne, sont particulièrement favorables. À l'inverse, les zones agricoles dépourvues de forêts, comme les Flandre et le Brabant, sont moins adaptées (Schockert, 2017).

En plus de fournir une couverture protectrice, les forêts offrent de nombreuses possibilités de gîtes grâce notamment aux cavités dans les arbres dont l'absence n'est pas un facteur limitant car l'espèce utilise très bien des terriers creusés par d'autres mammifères (blaireau, renard). Les ratons laveurs en utilisent plusieurs dans leur domaine vital, soit comme zone de repos diurne, soit pour y mettre bas. Les crevasses et grottes rocheuses sont préférées comme tanière hivernale, et peuvent être partagées entre plusieurs individus, qu'importe leur sexe et leur âge. En l'absence de telles structures, les terriers peuvent pleinement remplir ce rôle. Ils utilisent aussi des structures anthropiques comme les greniers, hangars ou tas de bois (Ewer, 1973; Hadidian, et al., 2010; Zeweloff, 2002).

L'habitat idéal du raton laveur offre des sources de nourriture, un accès à l'eau et des refuges tels que des arbres creux ou des tanières. Cette configuration semble présente sur une large portion du territoire belge (Schockert, 2017).

1.1.6. Domaine vital et densité

La taille des domaines vitaux des ratons laveurs varie considérablement en fonction du sexe, de la saison, de la disponibilité alimentaire, et de l'habitat. Ceux des mâles sont

généralement plus vastes que ceux des femelles (2 à 5 fois), chevauchant plusieurs territoires de femelles pendant la période de reproduction. (Beasley et al., 2007; Byrne & Chamberlain, 2011; Chamberlain et al., 2003; Gehrt & Fritzell, 1997; Hill et al., 2023; Hohmann et al., 2000; Lotze & Anderson, 1979; Schockert et al., 2023; Walker & Sunkist, 1997)

Dans les habitats optimaux, offrant ressources alimentaires et refuges toute l'année, les rats laveurs ont des domaines vitaux plus petits et atteignent une densité de population plus élevée (Abe et al., 2006; Beasley et al., 2015; Chamberlain et al., 2003; Hill et al., 2023; Leberg & Kennedy, 1988; Owen et al., 2015; Zeveloff, 2002). C'est le cas du milieu urbain ou suburbain, où la disponibilité constante et abondante de nourriture, ainsi que la faible dispersion des ressources disponibles, diminuent les efforts de déplacement à consentir par rapport aux milieux ruraux ou aux habitats naturels (Hadidian et al., 2010; O'Donnell & delBarco-Trillo, 2020; Prange et al., 2004; Rosatte et al., 2010; Šálek et al., 2014) (annexe 2). Quel que soit l'habitat, le procyonidé agrandit son territoire lorsque les ressources alimentaires se raréfient (Bartoszewicz et al., 2008).

L'estimation des densités urbaines et suburbaines de raton laveur oscille de 41 à 333 individus par km² (Hoffmann, 1979; Prange et al., 2003; Riley et al., 1998; Rosatte et al., 1992). Cette valeur maximale est atteinte dans une section de 30 ha du Rock creek Park, grand parc urbain à Washington (Riley et al., 1998; Smith & Engeman, 2002). Elle est de 2,12 à 55,6 individus/km² en milieu rural (Johnson, 1970; Riley et al., 1998; Schockert et al., 2023; Smith & Engeman, 2002). Les densités les plus élevées en rats laveurs urbains sont souvent observées dans les parcelles forestières situées au sein des zones urbaines (Riley et al., 1998). En outre, les zones agricoles atteignent des densités plus élevées que les milieux boisés (Beasley et al., 2011; Crooks, 2002).

La fluctuation annuelle est dépendante des conditions de vie locales. Les rats laveurs en ville ont une plus faible perte de poids en hiver, de 10 à 24% (Hoffmann, 1979; Riley et al., 1998; Rosatte et al., 1992), indiquant une faible sensibilité aux changements environnementaux. Les accidents de la route et la gestion des populations ont plus d'impact dans les milieux anthropisés. Les effets des épidémies s'accroissent cependant avec les plus hautes densités présentes en ville (Prange et al., 2003).

1.1.7. Régime alimentaire

1.1.7.1. Généralités

Le raton laveur est un mésoprédateur omnivore généraliste à comportement opportuniste (Gehring & Swihart, 2003; Lotze & Anderson, 1979; Zeveloff, 2002). Son régime alimentaire varie selon la composition floristique et faunistique de son habitat, qui varie elle-même selon la disponibilité saisonnière (Ewer, 1973; Gautrelet, 2023; Kaufmann, 1982; Libois et al., 2019; Matsuo & Ochiai, 2009; Peter et al., 2024; Schockert, 2017; Schockert et al., 2023; Zeveloff, 2002).

La consommation de végétaux est généralement plus abondante que la consommation animale (Kaufmann, 1982; Zeveloff, 2002), mis à part au printemps où il y a une augmentation du régime carné, qui se prolonge jusqu'au début de l'été. Ceci s'explique par la faible disponibilité en fruits et l'accroissement au cours du temps de l'abondance des invertébrés, crustacés, rongeurs (Ewer, 1973; Harman & Stains, 1979). En ce qui concerne les autres saisons, les végétaux peuvent prendre plus de la moitié du volume stomacal (Ewer, 1973; Hamilton, 1951), consommant jusqu'à 78 % de fruits (Zeveloff, 2002). Les plantes de cultures peuvent prendre une place importante dans le régime alimentaire, principalement le maïs, consommé toute l'année (Gautrelet, 2023; Leblanc & Samson, 2006; Schockert et al., 2023). Ressource alimentaire d'autant plus utile en hiver, complétant son alimentation en glands et en fâines (Ewer, 1973). En zone urbaine, les rats laveurs diminuent les activités de recherche d'aliments naturels en se concentrant sur des sources anthropiques (Bozek et al., 2007; Iossa et al., 2010). Ils utilisent ainsi poubelles, alimentation pour animaux domestique, composts, mangeoires pour oiseaux et poulaillers (Kays & Parsons, 2014; McCown et al., 2022; Zeveloff, 2002). Il est aussi capable de se nourrir de charognes si elles sont abondantes (Bartoszewicz et al., 2008).

1.1.7.2. Spécificités : milieux humides et avifaune

Les milieux humides offrent de grandes sources alimentaires pour les rats laveurs. Ils s'y nourrissent en creusant dans les terriers situés dans les berges et en appréhendant avec leurs pattes. Ils consomment, selon les zones géographiques concernées, insectes (carabidé, larves de libellules), amphibiens (crapauds, grenouilles, salamandres), poissons (principalement chabots), des écrevisses (écrevisse de Louisiane, écrevisse à pattes rouges), mollusques (moules, palourdes, escargots), mammifères, oiseaux, crabes et œufs de tortues (Bartoszewicz et al., 2008; Geller, 2012; Hart et al., 2021; Peter et al., 2024; Schockert, 2017; Wilson & Ruff, 1999; Zeveloff, 2002). Ils peuvent être sélectif si la nourriture est abondante (Zeveloff, 2002), ce qui est le cas du crabe violoniste sur l'île Ste Catherine (Harman & Stains, 1979). La richesse faunistique de ces milieux peut engendrer un rapport consommation faunistique/floristique plus élevé que ce qui est habituel pour l'espèce (Bartoszewicz et al., 2008). Son activité de recherche de nourriture au sein des habitats forestiers riverains et humides se réalise principalement la nuit (Greenwood, 1981; Newbury & Nelson, 2007). Ils semblent être plus actifs dans les dépressions où la présence d'eau est régulière plutôt qu'occasionnelle (Heske & Ahlers, 2016).

Frequency of Occurrence

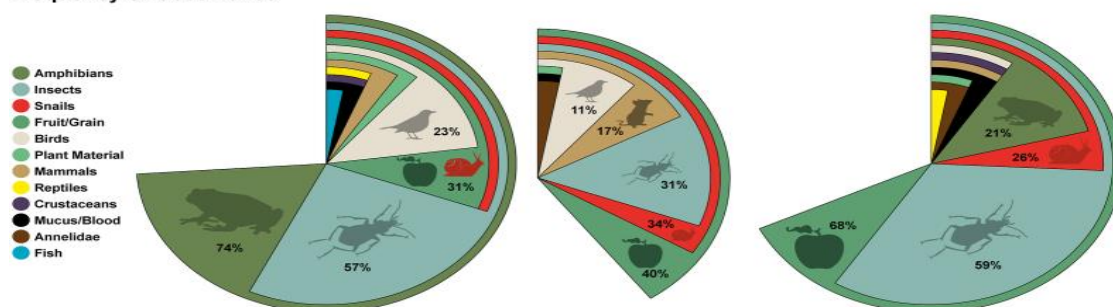


Figure 3 : Représentation de la fréquence d'occurrence (F%) des proies des rats laveurs étudiés. Les fréquences sont indiquées sous les images représentant chaque groupe d'espèces et par la taille du cercle correspondant (Peter et al., 2024).

Le raton laveur peut impacter certaines espèces spécifiques selon les régions. Dans son aire d'origine, il y a peu de mentions de l'importance de la consommation d'amphibiens (Ewer, 1973; Lotze & Anderson, 1979; Zeweloff, 2002). Au Japon, une étude montre que 65 % du poids sec de son régime alimentaire au printemps est composé d'amphibiens, dont une espèce en déclin qu'est la salamandre d'Hokkaido, retournant à une consommation principalement végétale en été, ceci pointant l'influence saisonnière (Matsuo & Ochiai, 2009; Oe et al., 2020). En Allemagne, la fréquence d'occurrence de consommation d'amphibiens de mars à août atteint 74% dans la région de Hesse (Peter et al., 2024), tandis que dans le Saxe-Anhalt et le Brandenburg, les végétaux sont plus fréquents. Les 3 régions sont à proximité de plans d'eau riches en amphibiens. Les ratons laveurs exploitent les ressources alimentaires selon leur disponibilité dans une région et à une période donnée de l'année en se spécialisant au besoin (Peter et al., 2024) (Figure 4). Dans une étude portant sur l'analyse de 173 estomacs de ratons laveurs collectés dans le sud de la Wallonie, les batraciens représentent 11 % de la fréquence d'occurrence des aliments ingérés (Libois et al., 2019; Schockert et al., 2023).

L'exploitation des oiseaux par le raton laveur dépend de la facilité d'accès et de l'abondance des espèces proies potentielles (Greenwood, 1981; Johnson, 1970), comme notamment dans des roselières et prairies bordant les cours d'eau où les oiseaux d'eau abondent parfois (Cowan, 1973; Fiderer et al., 2019; Greenwood, 1981; Peterson et al., 2022). Des études utilisant des pièges photographiques, le radiopistage, ainsi que la détection d'indices de présence montrent qu'il est régulièrement l'un des mésoprédateurs les plus actifs sur les nids d'oiseaux nichant en milieu humide (Fiderer et al., 2019; Hoover, 2006; Peterson et al., 2022; Picman et al., 1993). Le taux de prédation est variable, allant d'un événement unique (Small, 2005) à 73% des cas (Hoover, 2006), et serait principalement dû à des rencontres fortuites lors de son utilisation de corridors (routes, digues, sentiers) pour atteindre les zones humides. (Fiderer et al., 2019; Peterson et al., 2022). Une faible proportion d'individus peut être la cause d'échec des nidifications (Fritzell, 1978b, 1978a). Dans l'étude de Peterson et al. (2022), 7 individus sur 25 sont responsables de 96 % des rencontres avec un nid, et l'un d'eux intervient pour 54 des 112 prédatons enregistrées (48.2%). De plus, la prédation antérieure d'un nid par le raton laveur augmente la probabilité d'un événement de prédation ultérieur (Friesen et al., 2013). Néanmoins, la prédation sur ces espèces est plus faible lorsque les individus s'intéressent à des ressources alternatives, diminuant à la fois l'intérêt de recherche et de rencontre avec les nids (Friesen et al., 2013; Schmidt & Whelan, 1999). Ainsi, dans l'étude par radiopistage menée en forêt de Saint-Michel Freyr au printemps 2021, particulièrement pluvieux : l'abondance d'invertébrés (limaces, ...) constituait une ressource très exploitée par le procyonidé (Meulemans, 2022).

Dans les zones marécageuses, tant en nichoirs qu'en cavités naturelles, une augmentation de la hauteur d'eau entraîne une diminution de la fréquence de passage et de prédation par le raton laveur. Hoover (2006) constate une prédation élevée de 0 à 20 cm d'eau, s'amenuisant pour devenir quasi nulle quand le niveau d'eau atteint 60 cm (Figure 5). Picmann et al. (1993) observent des résultats similaires : la fréquence de visite au nid attribué au raton laveur, varie selon les années, de 69 % à 0-20 cm de hauteur d'eau, à 58 % de 21 à 40 cm, et à

4.3 % au-delà de 40 cm. Les rats laveurs se déplacent vers des zones plus sèches et choisissent d'autres proies lorsque les niveaux d'eau augmentent, même si les oiseaux sont encore nombreux dans les zones humides (Bartoszewicz et al., 2008). La nidification en eau profonde n'élimine pas la prédation sur les nids par les mammifères terrestres, mais elle peut la réduire considérablement. L'effet s'inverse en cas d'assèchement du milieu. En plus de la hauteur d'eau, l'accessibilité au site de repos est importante. Dans un réseau souterrain en Pologne, les chauves-souris de Daubenton/Natterer/Brandt, pouvant nicher à 1 mètre, sont les plus prédatées. En revanche, le grand murin, qui hiberne à 2m, bien que plus abondant, subit moins de prédation (Cichocki et al., 2021).

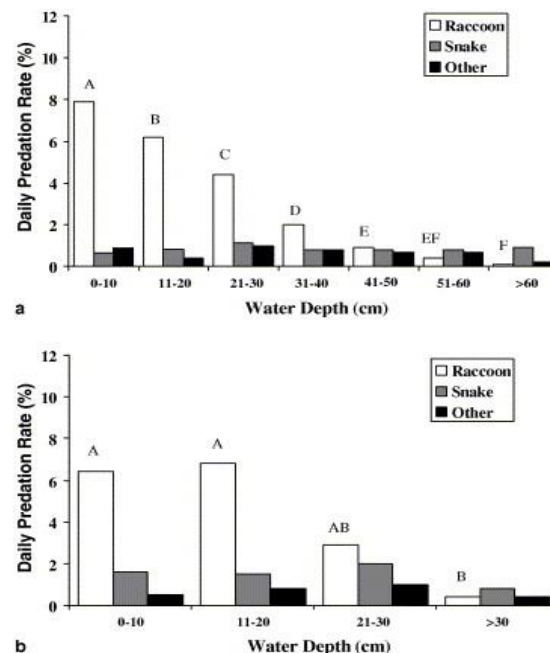


Figure 4 : Comparaison des taux de prédation entre les catégories de profondeur d'eau pour les nids dans (a) les nichoirs et (b) les cavités naturelles. Pour les rats laveurs, les barres avec la même lettre ne sont pas différentes les unes des autres (Hoover 2006).

L'analyse du régime alimentaire du raton laveur en Wallonie révèle que les insectes sont les plus fréquents, avec 23,67 % des occurrences, suivis des céréales (17 %), des fruits secs (14,33 %), des grenouilles/crapauds (11 %), des fruits charnus (7 %) et des poissons (5,67 %) (Figure 6). De manière générale, 39 % du régime alimentaire est composé de plantes, 36 % d'invertébrés, et 21 % de vertébrés, dont les micromammifères (1,67%) et les oiseaux (1,67%), les autres aliments représentant 4 %. À ce stade, ces résultats préliminaires suggèrent un faible risque de prédation sur les oiseaux. Bien qu'il n'y ait pas de variation saisonnière notable dans la consommation d'insectes, de maïs et de fruits, la consommation d'amphibiens est plus prononcée en hiver; tandis que les amphibiens et les rongeurs sont davantage consommés au printemps, et les baies ainsi que les fruits charnus en été et en automne (Libois et al., 2019; Schockert et al., 2023).

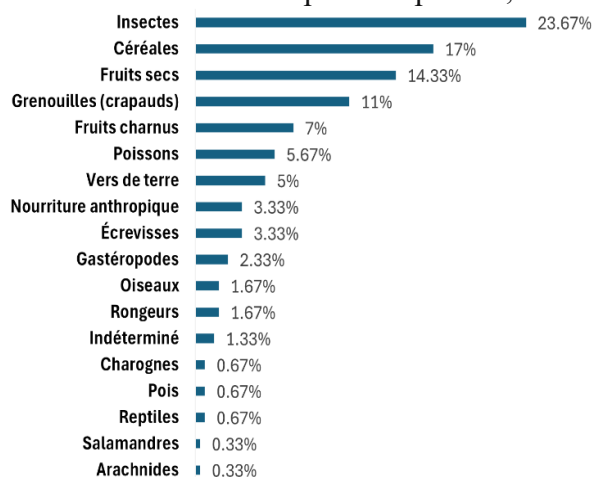


Figure 5 : Fréquence d'occurrence (%) des différents aliments consommés par les rats laveurs en Wallonie. Les pourcentages indiquent la proportion de chaque type d'aliment trouvé dans l'ensemble des estomacs analysés (n = 173) (Schockert et al., 2023).

1.1.8. Impacts négatifs

Au-delà de la prédation sur les espèces indigènes, dont l'ampleur de l'impact est encore à explorer, le raton laveur, en tant qu'espèce invasive, génère d'autres effets négatifs.

1.1.8.1. Compétition

Parmi les mésocarnivores wallons, fouine, martre des pins, putois, renard, blaireau et chat sauvage (SPW, s. d.), pourraient subir une compétition de la part du raton laveur. Cependant, les différences d'utilisation de ressources alimentaires et d'habitats entre le raton laveur et ces espèces tendent à montrer un faible recouvrement des niches écologiques à ce stade. Par exemple, le putois, qui peut avoir des préférences pour les milieux humides, se nourrit moins de mollusques et d'écrevisses, prospectant moins dans le milieu aquatique que le procyonidé (Libois, 2006; Malecha & Antczak, 2013; Zabala et al., 2005), se spécialisant davantage dans la prédation d'amphibiens et de rongeurs (Schockert et al., 2023).

Une certaine compétition pour les gîtes peut exister. Au Japon, le raton laveur et la chouette de l'Oural partagent les mêmes caractéristiques de cavités, avec quelques cas de remplacement d'une espèce par l'autre. La concurrence pourrait donc avoir lieu avec les espèces aviaires cavernicoles si la densité des rats laveurs augmente et/ou si la disponibilité des cavités diminue, d'autant plus dans le cas de leur utilisation par les femelles pour la mise bas (Kobayashi et al., 2014; Wilson & Nielsen, 2007). Il en va de même en Europe avec le héron cendré, la buse variable et la cigogne noire (Gabrys et al., 2014; Henze & Henkel, 2007). En Wallonie, depuis 2017, l'occupation des nichoirs à chouette hulotte par des mammifères a augmenté régulièrement. Le raton laveur est particulièrement concerné, avec un cas répertorié chaque année de 2017 à 2020 sur une centaine de sites, quatre cas en 2021, et 8 nichoirs sur 153 accueillant des portées de rats laveurs en 2022, pendant la saison de nidification de la chouette hulotte (Renard et al., 2022).

1.1.8.2. Impacts sanitaires

Les cas de rage dus au raton laveur varient selon le niveau de prévalence de cette zoonose dans les zones touchées. Par exemple, de 2015 à 2017, 338 animaux ont été contaminés en Ontario (Lobo et al., 2018), 121 cas ont été recensés en Ukraine de 2001 à 2010, et 5 cas sporadiques en Allemagne de 1990 à 2000 (Beltrán-Beck et al., 2011), tandis qu'en Belgique, la rage a été éradiquée dans les années 1990 grâce à la vaccination (AFSCA, s. d.).

La seconde maladie virale importante, souvent associée aux bassins versants des rivières et autres zones humides est la maladie de carré (CDV) (Beltrán-Beck et al., 2011). Souvent mortelle chez les carnivores domestiques et sauvages, Elle se transmet par aérosols ou par contact avec des fluides de l'animal infecté (Lefebvre, 1998; Nakano et al., 2009). Enfin, le *Baylisascaris procyonis*, parasite emblématique de l'espèce, a pour hôte habituel le raton laveur mais il peut dans de rares cas, causer chez l'humain et d'autres mammifères la baylisascariose. C'est une zoonose helminthique pouvant causer de lourdes séquelles neurologiques, voire la mort de son hôte chez les animaux touchés (Krebs et al., 1995; Sorvillo et al., 2002). Quelques rares cas de problèmes oculaires chez l'adulte et de mortalité chez les nourrissons et jeunes enfants ont été constatés dans l'aire de répartition naturelle. La contamination se réalise par l'ingestion des œufs, excrétés en grand nombre dans les excréments (Perlman et al., 2010; Sorvillo et al., 2002). Les ressources anthropiques influencent la densité de raton laveur, qui

elle-même peut faire varier la prévalence de ce parasite dans la population du Procyonidé, rendant le potentiel zoonotique important (Villeneuve, 2015). Des cas récents ont été détectés en Wallonie, ce qui a conduit à la réalisation d'une évaluation en cours de la prévalence de ce parasite (Portail Environnement-Santé, 2024). Le raton laveur peut aussi être porteur d'autres maladies zoonotique telles que la leptospirose, la tularémie, la gale, la brucellose et la salmonellose (Beltrán-Beck et al., 2011; Lefebvre, 1998) mais il est rarement vecteurs de ces maladies, (Daněk et al., 2023). Les transmissions à l'humain étant relativement rares et la charge parasitaire généralement faible, le raton laveur est considéré comme présentant un faible risque épidémiologique en Europe (Duscher et al., 2017).

1.1.8.3. Perte économique et mesure de gestion

Le raton laveur est connu pour endommager les champs de maïs (Beasley et al., 2011; Beasley et al., 2007; Ewer, 1973; Humbert et al., 2007; Ikeda et al., 2004). Toutefois, en Wallonie, la consommation de maïs par cette espèce n'atteint généralement qu'un maximum de quelques ares de dommages par parcelle, limitant la perte économique (Schockert, 2017). En revanche, les nuisances causées par les ratons laveurs sont souvent plus préoccupantes dans les jardins résidentiels (Michler et al., 2014; Michler & Michler, 2012), ce qui influence négativement la relation avec le raton laveur au-delà des coûts économiques (Hadidian et al., 2010).

La lutte par la chasse/piégeage contre le raton laveur est la méthode la plus utilisée en Europe (Costello et al., 2022; Mazzamuto et al., 2020). La Belgique est tenue, par le règlement UE/1143/2014, à gérer les EEE largement répandues sur son territoire (European commission, 2024). Elle dicte aussi les moyens de lutte autorisés (Smith et al., 2022) (annexe 3). En Wallonie la circulaire ministérielle 2688 permet le tir d'une espèce non indigène comme le raton laveur selon des conditions spécifiques (Circulaire n° 2688 relative à la régulation d'espèces animales non indigènes, 2007). Des actions ont déjà été réalisées en Wallonie. Par exemple, la lutte contre la peste porcine dans le sud de la Belgique a nécessité la destruction de ratons laveurs dans une zone de 1106 km² du 15 mai 2019 au 30 septembre 2020, à l'aide de 40 cages en fil de fer (pièges vivants) et 70 pièges létaux adaptés. Ce fût efficace localement, avec une destruction de 1685 ratons laveurs occasionnant une diminution de population de 50% dans la zone d'étude (Costello et al., 2022). Cependant, cette population s'est déjà largement reconstituée depuis lors (Vinciane Schockert¹, communication personnelle).

Le raton laveur n'est pas une espèce gibier en Belgique selon la circulaire 2688, mais l'espèce l'est en Allemagne où le prélèvement annuel peut atteindre 140 000 individus, et en Pologne où elle est chassable entre le 1er juillet et le 31 mars. Cependant, cela semble avoir peu d'effet sur le ralentissement de l'expansion de l'espèce (Deutscher Jagdverband, 2017). Le piégeage est d'autant plus efficace si on le combine à la détection des individus par caméra infra-rouge, à la signalisation d'observation par des parties prenantes et à la connaissance des préférences d'habitat des populations présentes (Mazzamuto et al., 2020). Une optimisation

¹ Membre du DEMNA.

peut être faite en amont en permettant le suivi par un expert et en donnant un manuel explicatif complet pour les acteurs de terrain (Suzuki et al., 2003). Le choix des pièges quant à lui se fait selon un compromis entre l'efficacité, le bien-être animal et le coût (Austin et al., 2004; Mazzamuto et al., 2020). Des recherches récentes sont encore réalisées pour optimiser l'éthique des pièges, dont un manuel sur la gestion des espèces exotiques intégrant le bien-être animal (Smith et al., 2022).

Il existe aussi des méthodes de mitigation présentant des succès variables dont : la protection de nioirs par un dispositif de « Stop Minou » ou une bande de plastique rigide anti-rhizomique, sont notamment utilisés en Wallonie (Renard et al., 2022) (annexe 4), les fils électriques d'une tension > 2.8 kV (Tsukada et al., 2019), le conditionnement aversif par l'ingestion d'oestrogènes pour diminuer les prédation des œufs (Dueser et al., 2018), la mise en écoute de vocalisations de prédateur comme le loup pour diminuer les visites de raton laveur (Naeger et al., 2021; Suraci et al., 2016) ou encore l'utilisation de feux de forêt dirigés lors des périodes de nidification (Jones et al., 2004). Des actions d'aménagement de l'habitat sont également mentionnées dans certaines études (Beasley et al., 2007; Cunze et al., 2023; Frey & Conover, 2006; Peter et al., 2024), comme l'expansion des roselières pour diminuer le risque de prédation (Fiderer et al., 2019). Ces méthodes n'ont pas encore été testées à grande échelle et certaines sont encore en phase expérimentale.

1.2. Le cincle plongeur (*Cinclus cinclus*)

1.2.1. Description de l'espèce

Les *Cinclidae*, apparus il y a environ 4 millions d'années en Eurasie (Voelker, 2002), sont des passereaux semi-aquatiques qui se distinguent par la capacité de plonger et de nager sous l'eau pour se nourrir. Pour cela, ils arborent de nombreuses adaptations : un corps hydrodynamique, des clapets nasaux, une membrane nictitante pour protéger l'œil et voir dans l'eau, de fortes griffes pour s'accrocher aux



Figure 6 : Photo de cincle plongeur, Fond d'Oxhe.

pierres dans le courant, une concentration élevée en hémoglobine dans le sang, etc. Ils présentent aussi une gestuelle spécifique, remuant la queue, ce qui a donné son nom au genre *Cinclus* comportant 5 espèces selon les parties du monde (Tyler & Ormerod, 1994). Seul *Cinclus pallasii* chevauche en Europe, en Russie occidentale, la répartition de *Cinclus cinclus* présent chez nous. Ce dernier est d'ailleurs l'espèce la plus répandue, son aire de répartition s'étendant du Portugal à la Chine et de la Norvège jusqu'en Afrique du Nord. Son nom vernaculaire est le cincle plongeur. Il mesure entre 17 et 20 cm de longueur et pèse de 46 à 76 g, les femelles étant quelque peu plus petites et légères que les mâles. La tête et la nuque sont brunes, le plastron blanc s'étend du menton au sternum, et le plumage est sombre, brun-noirâtre,

sur le reste du corps, y compris pour les ailes et la courte queue adaptées à la nage (del Hoyo et al., 2005) (Figure 7).

La taille de la population est estimée entre 222 000 - 547 000 en Europe, et elle est considérée en régression (BirdLife International, 2021), avec une estimation à la diminution de 25 % en 3 générations (12.3 ans) (BirdLife International, 2015). Cette tendance fut observée localement en Wallonie (Coppee et al., 2010), mais l'espèce conserve néanmoins un statut de préoccupation mineure en Europe et en Wallonie (Paquet et al., 2021). Au niveau de son statut de protection, elle bénéficie d'une protection internationale conférée par l'annexe 2 de la convention de Berne, ainsi que régionale au travers de la loi du 12 juillet 1973 de la conservation de la nature interdisant toute capture ou destruction d'individus ou destruction des sites de reproduction. Le bon état biologique des cours d'eau au sud du sillon Sambre-et-Meuse (Etat de l'environnement wallon, 2020) où l'espèce se trouve majoritairement en Belgique contribue aussi à sa conservation (Coppee et al., 2010; Daulne, 1990; Liedekerke, 1980; Vangeluwe. et al., 1993) (annexe 5). De plus, il existe en Wallonie un guide technique pour l'intégration de gîtes de nidification (Coppee & Noiret, 2007), ou des projets spécifiques comme le projet « Cincle plongeur », lancé en 2018 par le Contrat Rivière Meuse Aval et la régionale Condroz mosan de Natagora, qui entreprend des actions de suivi de nidification et d'aide à la nidification, dont le placement de nichoirs (Natagora, s. d.).

1.2.2. Ecologie

1.2.2.1. Habitat et reproduction

Le cincle plongeur habite de préférence les ruisseaux et rivières à eau claire et à haut débit, avec des rapides et des rochers exposés, où les invertébrés sont abondants (Tyler & Ormerod, 1994). On le trouve à haute altitude (900-5500 m) et il peut descendre jusqu'au niveau de la mer, notamment en Europe. Il est sédentaire en Europe centrale, pouvant tout de même réaliser de courtes migrations (del Hoyo et al., 2005; Tyler & Ormerod, 1994). Les longues migrations hivernales touchent plutôt les pays scandinaves (Lundberg et al., 1981) lorsque les périodes de gel et de crue sont défavorables à l'espèce (Liedekerke, 1980; Spitznagel, 1985).

C'est un oiseau principalement monogame (del Hoyo et al., 2005), qui peut être fidèle à son partenaire et à son site de nidification (Tyler & Ormerod, 1994). La polygynie est utilisée par une faible proportion des individus (7 %) au cours du temps. Elle peut augmenter localement selon la présence de mâles âgés et territoriaux et ainsi être d'autant plus utile lorsque les conditions de nidification sont défavorables (Marzolin, 1988; Walseng et al., 2022; Wilson, 1996). Le territoire défendu est compris entre 300 m et 2,5 km (Sordello, 2013), mais cette valeur varie selon la disponibilité en sites de nidification et en ressources alimentaires et suivant la qualité du cours d'eau (Tyler & Ormerod, 1994).

La période de reproduction du cincle plongeur s'étend de février à juillet, la première ponte commençant généralement fin mars. La portée varie de 1 à 7 œufs pour une moyenne de 4 à 5. Ils seront couvés de 15 à 18 jours par la femelle. Les jeunes seront ensuite nourris de 20

à 27 jours dans le nid et de 1 à 2 semaines après l'envol (del Hoyo et al., 2005; Roché & Andurain, 1995; Tyler & Ormerod, 1994). Le taux de seconde ponte est très variable, allant de 5 à 56% selon les régions. La ponte précoce serait suggère des taux élevés, et varie elle-même selon l'altitude, la température, les caractères hydrologiques du cours d'eau, la sécurité du site et la disponibilité alimentaire (Nilsson et al., 2020; Roché & Andurain, 1995). La survie des jeunes est de 45 % la première année (Bryant & Newton, 1996), la période critique se concentrant dans les 12 premiers jours : 25 % des jeunes subissent une mortalité à cette période, surtout au cours des 2 premiers jours (Bureš et al., 2023).

Le nid est principalement constitué de mousse, avec un sol tapissé de feuilles. Il surplombe le cours d'eau, avec une sortie orientée directement vers celui-ci (Figure 8). On en trouve en principe autant dans des sites naturels (rochers, falaises, cascades, berges, racines et cavités d'arbre) que dans des sites artificiels (pont, mur, canalisation, nichoir) (Coppee & Noiret, 2007; del Hoyo et al., 2005; Lundberg, 2004). L'utilisation des sites naturels est très variable selon ce qu'offre l'environnement : 97% de nid artificiels, dont 65 % en nichoir en Allemagne (Kaiser, 1988), 51 % de sites naturels en Grande-Bretagne (Shaw, 1978) et 76-86% en France, dont les falaises et rochers isolés dans le lit des rivières représentant 84% des situations (Roché & Andurain, 1995). La majorité des nids se trouvent en dessous de 2 m, hauteur optimisant potentiellement la protection du nid et l'effort énergétique lors du nourrissage du jeune (Roché & Andurain, 1995; Shaw, 1978).



Figure 7 : Nid de cincle plongeur construit dans un nichoir

1.2.2.2. Alimentation

Le cincle plongeur se nourrit principalement de macro-invertébrés en plongeant dans l'eau, avec une préférence pour les larves de trichoptères, d'éphéméroptères et de plécoptères disponibles toute l'année (Ormerod et al., 1987; Sorace et al., 1999; Tyler & Ormerod, 1994). La proportion de ces proies varie en fonction de leur disponibilité saisonnière, avec une augmentation de la consommation d'autres taxons tels que les libellules et les éphémères en été, et celle d'escargots et de coléoptères en automne (Santamarina, 1993). En hiver, la production de biomasse animale dans les cours d'eau diminue (Spitznagel, 1985), poussant l'espèce à se nourrir de sources moins énergétiques comme les gammarus, pouvant constituer jusqu'à 90% de son régime alimentaire (Horváth, 2002; Spitznagel, 1985), ou des larves de poissons tels que les salmonidés et les barbottes au Royaume-Uni atteignant jusqu'à 63 % du poids total ingéré (Ormerod & Tyler, 1986). Le régime alimentaire des adultes et des oisillons est similaire. À mesure qu'ils grandissent, la taille des proies augmente, ce qui reflète probablement les besoins énergétiques croissants de la couvée (Jost, 1975; Ormerod et al., 1987).

1.2.2.3. Les Menaces

1.2.2.3.1. Anthropiques

Le cincle plongeur subit les effets néfastes des activités anthropiques qui modifient son habitat. L'agriculture, les industries et les eaux usées acidifient et eutrophisent les milieux aquatiques. Cette acidification, couplée à la libération de métaux (aluminium, mercure), entraîne une diminution des macro-invertébrés benthiques, ce réduit l'abondance en ressources, entraînant une diminution de la taille des couvées et de la croissance des oisillons (Ormerod & Tyler, 1991). Au-delà de la pollution, la prolifération de plantes invasives (Hajzlerová & Reif, 2014), la modification du couvert forestier riverain, l'excès de pompage des eaux, les barrages ou encore le remplacement des vieux ponts, diminue les conditions optimales pour l'installation et la nidification du cincle plongeur (D'Amico et al., 2003; Larsen et al., 2010; Marzolin, 2002; Tyler & Ormerod, 1994). Très sensible aux conditions biophysicochimiques de son milieu, le cincle plongeur est un bioindicateur général de la qualité des cours d'eau (Czapulak et al., 2024; Sorace et al., 2002). Le réchauffement climatique, influencé par les activités humaines (GIEC, 2023), est une menace sérieuse pour le cincle. L'évolution de la température et des précipitations, combinée à l'instabilité climatique générant des phénomènes exceptionnels (crues et étiages sévères) donne lieu, entres autres, à un avancement précoce des dates de ponte, à une diminution progressive du nombre de nichées et du poids des femelles. À moyen terme, ces changements pourraient réduire les populations de cincle les plus méridionales (Hourlay, 2011).

1.2.2.3.2. Compétition et prédation

L'espèce la plus favorable à la compétition lors de la période de reproduction est la Bergeronnette des ruisseaux (*Motacilla cinerea*), qui se reproduit de mars à août, principalement à partir d'avril, partageant souvent son territoire et ses sites de nidification avec le Cincle plongeur. L'envol est plus rapide chez cette espèce, incubant et nourrissant les jeunes pendant 11 à 13 jours, permettant un envol des jeunes vers 22-26 jours après la ponte des œufs (del Hoyo et al., 2004). Bien que le régime alimentaire soit aussi constitué d'insectes aquatiques, son incapacité à nager tend à focaliser cette espèce sur les adultes d'éphémères en vol, à la différence du cincle qui se nourrit des larves et nymphes de ces insectes dans l'eau. La compétition alimentaire est faible entre les deux espèces, d'autant plus si on rajoute le comportement opportuniste de la bergeronnette des ruisseaux, se nourrissant au-delà des cours d'eau (Ormerod et al., 1987; Ormerod & Tyler, 1991). La compétition pour les sites de nidification est plus importante mais son impact reste faible de par la période de reproduction précoce du cincle et sa domination lors de la protection du territoire (Kaiser, 1988). Malgré quelques interactions agressives, les deux espèces peuvent co-exister et nicher au sein d'un même site. Il en est de même pour le troglodyte pour les lieux de nidification, mais celui-ci subit néanmoins plus la domination du cincle. Il existe cependant un cas connu dans lequel le troglodyte aurait détruit des œufs de cincle (Hrčková et al., 2019). La compétition alimentaire avec les mammifères (musaraignes aquatiques), les poissons (truite) et l'impact des barrages de castors nécessitent des études supplémentaires (Tyler & Ormerod, 1994).

Le rat peut être un mammifère particulièrement dévastateur, entraînant jusqu'à 75 % d'échecs de nidification (Perry 1986 in Tyler & Ormerod, 1994). Parmi les autres prédateurs naturels, on trouve principalement les mustélidés (hermine, belette, fouine, martre, putois, loutre, vison) ainsi que le chat sauvage (*Felis silvestris*). Le chat domestique (*Felis catus*) peut également s'en prendre aux jeunes oiseaux inexpérimentés. Les espèces aviaires contribuent également à la prédation des cincles : les corvidés (corneille, geai) et les éperviers sont des prédateurs diurnes, tandis que les chouettes, comme la chouette effraie, sont des prédateurs nocturnes (Tyler & Ormerod, 1994). L'impact humain est à prendre en compte, notamment lors de l'enlèvement des œufs par des enfants. Le dérangement par les pêcheurs est une hypothèse d'abandon de couvée (Shaw, 1978). Le vison d'Amérique, espèce envahissante dont la présence très sporadique a été pointée en Belgique (Libois, 2006) mais qui n'a pas de population établie, est potentiellement prédatrice du cincle plongeur, notamment en Irlande (Perry 1986 in Tyler & Ormerod, 1994).

1.3. Objectifs du travail

Le raton laveur, par son écologie associée aux cours d'eau, peut causer une prédation sur les oiseaux aquatiques et semble, à cet égard, être un candidat idéal en tant que prédateur du cincle plongeur. Cependant, aucune mention directe n'y est faite dans la littérature. Depuis quelques années néanmoins, le DEMNA reçoit des témoignages de différents bagueurs concernant des prédatons avérées de nichées de cincles par cette EEE (Vinciane Schockert, communication personnelle). C'est donc la prise au sérieux de cette alerte qui a donné vie au sujet de ce travail.

Ce travail a pour objectif de déterminer, à l'aide de pièges photographiques, si la prédation du raton laveur sur les nids de cincles plongeurs est effective. Pour expliquer les résultats obtenus, nous prendrons en compte différentes hypothèses que sont :

- Une meilleure accessibilité aux nids (hauteur du site de nidification, conformation du site, hauteur d'eau) pour le raton laveur entraîne une augmentation des risques de prédation.
- La densité en ratons laveurs présente dans un bassin versant (potentiellement différente entre bassins) et la faible hauteur d'eau augmentent la fréquence de passage sous les nids de cincle.
- Etant un animal opportuniste, une probabilité de fréquence de passage élevée du raton laveur augmente les tentatives de prédation sur les nids de cincle plongeur.

2. Matériel et méthode

2.1. Zone d'étude

Le choix de la zone d'étude est un compromis entre l'aide humaine disponible, la présence de ratons laveurs et de cincles plongeurs.

Le Hoyoux, long de 27,76 km, présente une densité jugée élevée de ratons laveurs (Vinciane Schockert, communication personnelle) (Figure 2). Il bénéficie depuis 2018 d'un suivi du cinclidé par des bénévoles dans le cadre du projet « Cincle Plongeur » (Natagora, s. d.). Bien que cette région soit à la limite de la distribution du cincle plongeur en Wallonie (annexe 5), la qualité écologique du cours d'eau y est relativement bonne (annexe 6). Avec ses affluents et les ruisseaux du Fond d'Oxhe et de Fallogne, le Contrat Rivière Meuse Aval recense 71 sites potentiels de nidification, dont 28 ont connu un succès depuis 2018 (annexe 7), ce qui en fait une zone stratégique. Les ruisseaux d'Oxhe (3,1 km), du Triffoy (12 km), de Pailhe (13,2 km), de Fallogne (3,8 km) et du Fond d'Oxhe (1,9 km) ont également été prospectés en raison de la présence connue de sites de nidification sur ces tronçons. Tous les cours d'eau énoncés sont repris sous le bassin-versant Meuse Aval.

En revanche, l'Eau Noire (41,31 km), l'Eau Blanche (35,24 km), l'Hermeton (35,6 km) et le Viroin (18,2 km) présenteraient une densité et une répartition théoriques plus faibles en ratons laveurs (Vinciane Schockert, communication personnelle) (Figure 2). Pour ces rivières et leurs affluents, des sites potentiels de nidification ont été fournis par Michel Ittelet² et le Parc Naturel Viroin-Hermeton. Les ruisseaux de Forge de Prince (9,6 km), de Noye (2,9 km) et de la Brouffe (2,9 km) ont également été prospectés, étant repris dans le bassin-versant Meuse Amont.

Les longueurs mentionnées pour les rivières étudiées (Figure 9) représentent leur distance totale, tandis que celles des affluents ou autres cours d'eau indiquent les kilomètres prospectés, car ils n'ont pas tous été explorés dans leur intégralité. Ces distances sont estimées par une mesure de polygones sur les cours d'eau à l'aide du logiciel QGIS (version 3.32.3).

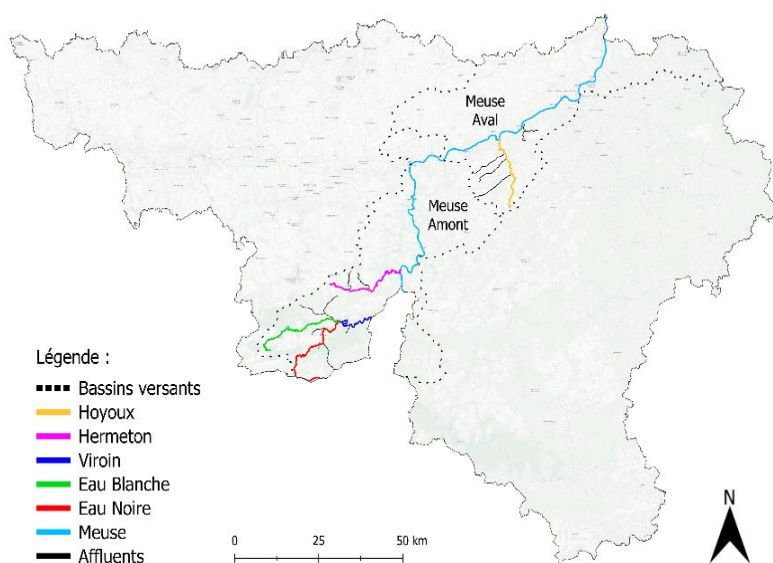


Figure 8 : Cours d'eau suivis dans la zone d'étude. La Meuse est représentée uniquement comme repère géographique.

² Bagueur de cincle pour notamment l'Eau Noire - Eau Blanche – Viroin – Hermeton - Hoyoux.

2.2. Prospection des cours d'eau

Une première visite sur le terrain a eu lieu fin janvier et début février pour évaluer le matériel nécessaire et obtenir des conseils voulus sur les deux espèces cibles. La prospection des tronçons a débuté le 8 février, avant la période de nidification, afin de repérer les nids potentiels de cincle plongeur en vue de pouvoir installer les caméras rapidement. Cela a également permis d'identifier les sites non propices à la nidification, en se basant sur la disponibilité des supports pour les nids, facilitant ainsi un ciblage plus aisé des lieux favorables au cincle avant les premières pontes. La recherche des localisations de nids a été menée uniquement pour la première période de nidification, les secondes nidifications se déroulant généralement, lorsqu'elles ont lieu, dans le même nid que celui utilisé pour les premières pontes.

Équipés de waders et de jumelles, il faut alors longer les berges des rivières d'intérêt à pied en quête de sites positifs. Les types de sites de nidification décrits dans la section 1.2.2.1 (Habitat et reproduction) ont fait l'objet d'une attention particulière. Les nids situés à plus de 1 m des berges ne représentent que 1 % des cas (Shaw, 1978). Par conséquent, les parties du cours d'eau dépourvues d'arbres ou de massifs rocheux avoisinant les berges ont été écartés de la prospection. Une vérification sur QGIS, à l'aide d'une carte topographique de la Belgique (CartoWeb.be, version 2021.06), a permis de s'assurer de l'absence d'ouvrages d'art dans ces zones. Les données de www.observations.be ont été vérifiées hebdomadairement pour aiguiller des localisations à privilégier. La variation saisonnière du lever du soleil est prise en compte dans l'établissement des horaires de prospection, le cincle plongeur montrant un pic d'activité 2 à 3 heures après l'aube, suivi d'une diminution de l'activité environ 7 à 8 heures après le lever du soleil (O'Halloran et al., 1990).

Les sites propices découverts, les nichoirs d'intérêt du bassin versant de la Meuse Amont (Michel Ittelet, communication personnelle,) et de la Meuse Aval (annexe 7) ont été inspectés au moins une fois toutes les deux semaines. Les indices suivants indiquent une occupation du site par le cincle plongeur (Michel Ittelet, communication personnelle) et ont entraîné des visites hebdomadaires (Figure 10) : Observation directe de cincles près d'un nichoir ou d'une cavité naturelle, transportant de la mousse ou des feuilles ; présence d'humidité sur les matériaux du nid situé dans ou sur le nichoir, indiquant une récente visite par le cincle ; nid entièrement fait de mousse fraîche (verte), signalant une création récente, avec la possibilité que les anciens nids (jaunes) soient utilisés et restaurés avec de la nouvelle mousse ; excréments sur les rochers bordant ou présents dans le cours d'eau , à ne pas confondre avec les excréments de la bergeronnette, qui sont bien ronds et plus petits (annexe 8).



Figure 9 : Indices de présence d'occupation de site par le cincle plongeur.

2.3. Inspection et validation des nids

Une échelle télescopique, transportable en voiture, a été utilisée pour atteindre les nids inaccessibles à hauteur d'Homme. Une caméra a été introduite dans le nid pour en vérifier le contenu, ceci en évitant toute manipulation directe des œufs et oisillons. En cas d'observation de présence d'une ponte dans le nid, les données ont été transmises aux bagueurs attitrés, et aucune vérification supplémentaire n'a été effectuée jusqu'à l'envol des jeunes pour minimiser les perturbations humaines, ceci afin de permettre une meilleure évaluation de la prédation dans l'échec éventuel des nichées. Le respect des heures diurnes du cincle pour la vérification des sites a été d'autant plus strict que la température était basse. Il convient d'éviter les périodes plus froides du soir et du matin, et d'empêcher ainsi la fuite des adultes au risque de laisser la nichée sans protection thermique trop longtemps (Gillett et al., 1975; Piatt et al., 1990; Syrová et al., 2020). Des détails supplémentaires sur la gestion des visites de nids sont fournis dans la section 1.3.2.

Les caméras ont été installées lors de la présence d'œufs et de jeunes, mais aussi lors de l'observation de la construction ou de la réparation récente d'un nid par le cincle (Figure 10). Les nids potentiels, identifiés par le comportement de transport de mousse et de feuilles par les cincles, mais situés dans des endroits inaccessibles en raison du manque de moyens pour descendre dans le cours d'eau et hors de vue depuis la berge ou les ponts, n'ont pas été suivis par caméra.

La recherche des nids de bergeronnette des ruisseaux s'est faite de manière opportuniste et complémentaire à l'échantillon de nids détectés pour le cincle plongeur. Les caméras ont été mises uniquement vers les couvées présentes dans des nichoirs ou dans les sites naturels favorables au cincle. Au total, 45 caméras sont mises à disposition. Selon les caméras posées dans un premier temps sur des nids de cincle, et dans un second temps sur des nids de bergeronnette, les caméras supplémentaires ont été placées à des endroits stratégiques pour mieux comprendre le déplacement du raton laveur. Par exemple, pour voir les déplacements au niveau d'une des cascades naturelles inoccupée cette année par le cincle ou pour observer des activités de passage dans de potentiels corridors naturels (Fiderer et al., 2019; Frey & Conover, 2006; Lefebvre, 1998; Peterson et al., 2022; Schmidt & Whelan, 1999) à proximité de site de nidification.

2.4. Piège photographique

2.4.1. Modèle et mise en place

Nous avons utilisé 38 pièges photographiques BolyGuard (modèle SG2060-K), avec les paramètres suivants : une résolution photo de 36 mégapixels, un déclenchement en rafale de 3 photos (1/s), une sensibilité infrarouge réglée sur « normale », et une heure synchronisée en UTC 0 lors de l'installation. Les photos ont été stockées sur des cartes SD de 32 Go. Les caméras ont été protégées par des boîtiers en métal universels de marque Boly (modèle SG100A12), qui

ont été fixés à l'aide de vis et/ou d'un câble à cadenas Burg Wächter (720 200 Snap+lock - 2m). Nous avons également apposé une étiquette sur chaque caméra, indiquant leur utilisation dans le cadre d'une étude scientifique, afin d'informer le public et de prévenir tout acte de vandalisme.

Les caméras ont été positionnées de manière à observer à la fois l'entrée du nid et le cours d'eau, compromis permettant de détecter le passage du raton laveur dans l'eau ainsi que les interactions de prédation et de compétition avec diverses espèces (Figure 11). La distance maximale de placement par rapport au nid pour ce modèle est de 10 m, la détection nocturne étant souvent suboptimale au-delà (Vinciane Schockert, communication personnelle). Les caméras ont été disposées à une



Figure 10 : Angle de vue d'une caméra donnant sur un nichoir de cincle plongeur.

distance du nid dépendant du support présent sur les lieux, favorisant celui se trouvant à une distance approximative de 5 m, et permettant de réduire l'activation de la caméra pour des activités aviaires non pertinentes (comme les comportements de chasse du cincle), tout en minimisant le dérangement au nid lors du remplacement régulier des piles de l'appareil. Ces pièges photographiques ont été fixés aux arbres ou aux murs à l'aide de boîtiers vissés pour une meilleure stabilité et un moindre risque de vol, ou sont suspendus et attachés au moyen de câbles verrouillables à divers éléments du milieu (poutres, tuyaux) lorsque la première solution n'était pas possible. Le choix du mode de prise de photo et de la sensibilité infrarouge minimise le déclenchement intempestif et la saturation de la mémoire de la carte SD, tout en capturant les informations nécessaires pour cette étude. À noter que les risques de réverbération de la lumière sur la surface de l'eau ont été évités au maximum pour réduire les déclenchements intempestifs des caméras mais que ce phénomène survient cependant de temps en temps.

2.4.2. Gestion

Le changement des piles s'est effectué généralement 1 fois tous les mois pour minimiser l'interaction lors de la nidification, et toutes les 2 semaines lorsqu'un déclenchement photographique élevé diminue l'autonomie. La reprise des cartes SD s'est calqué aux mêmes dates. Selon le stade de développement de la ponte ou de la nichée découverte dans le nid, une adaptation de la date de visite peut être réalisée par des extrapolations temporelles basées sur l'écologie du cincle (15 à 18 jours pour la couvaison et de 20 à 27 jours pour le nourrissage) (del Hoyo et al., 2005; Roché & Andurain, 1995; Tyler & Ormerod, 1994). Cela permet d'éviter un risque de mortalité lié au départ trop précoce des jeunes potentiellement apeurés par le contrôle du nid. Les oisillons de cincle sautent dans l'eau lors de leur envol du nid : ceci est rendu possible par leur plumage hydrofuge (del Hoyo et al., 2005; Tyler & Ormerod, 1994). Shaw (1978) estime, sur base des données de différentes études, que les cincles commencent à sortir prématurément du nid à partir de 13 jours après l'éclosion en cas de dérangement, ce qui augmente les risques de mortalité par noyade. La période de couvaison et de nourrissage de la

bergeronnette étant inférieure à un mois (del Hoyo et al., 2004), les visites mensuelles après la découverte des œufs ou des jeunes évitent ce problème. Au-delà de la gestion des caméras, une écoute et une observation visuelle de l'entrée du nid ont été réalisées pour évaluer la présence de jeunes et leur développement.

Lors d'une confirmation visuelle de la fin de la première nidification ou en prenant volontairement en compte des dates plus tardives pour la fin du nourrissage, l'intérieur des nids a été à nouveau contrôlé toutes les deux semaines jusqu'à la découverte d'œufs dans le nid. La gestion des caméras, même dans les sites où le cincle est devenu inactif, s'est prolongée jusqu'à la confirmation de la fin de la deuxième nidification du dernier nid occupé dans chaque bassin-versant. Le retrait de toutes les caméras dans un bassin-versant s'est effectué ce même jour.

2.4.3. Analyse des images collectées

Les photos ont été déployées et traitées sur le serveur de la plateforme Agouti.eu, conçue pour gérer les projets animaliers utilisant des pièges photographiques. Les données des cartes SD ont été triées sur le site en fonction des noms des caméras, de leur emplacement et des périodes de capture des images. L'analyse se fait par séquence, chaque séquence rassemblant toutes les photos prises dans un intervalle de 120 secondes, ce qui permet de considérer un individu observé plusieurs fois dans cet intervalle comme une seule observation indépendante. Les informations relatives aux espèces observées et à leur classe d'âge (adultes, juvéniles) ont été relevés par nos soins pour les espèces dignes d'intérêt (cincle plongeur, raton laveur, autres prédateurs potentiels). Des comportements spécifiques aux prédateurs potentiels de nids sont également notés :

- **Passage** : déplacement sans comportement spécifique.
- **Recherche de nourriture** : uniquement pour la recherche alimentaire du raton laveur dans les cours d'eau, estimée sur base d'un arrêt prolongé sur plusieurs images du raton laveur plongeant les pattes avant dans l'eau, et regardant dans certains cas en l'air (Zeveloff, 2002).
- **Intérêt** : orientation de la tête vers le nid ou autres comportements d'attention pour les mammifères ou présence de l'espèce sur le nid pour les oiseaux autres que le cincle ou la bergeronnette.
- **Tentative d'accès au nid** : intérêt marqué pour atteindre le nid, incluant les individus qui se dressent en direction du nid (non applicable aux oiseaux).
- **Tentatives de prédation** : tentatives d'accès au niveau de l'entrée du nid. Inclus les hypothèses de prédation et les événements observés de prédation.

Une analyse par intelligence artificielle disponible sur le serveur a été effectuée pour identifier les images vides, mais un examen humain a également été réalisé par sécurité sur toutes les images. La date et l'heure de la présence des espèces ont été calibrées sur base des paramètres enregistrés pour la caméra lors de son installation sur le terrain. Une modification de l'heure de la caméra, et de la calibration du timing des images lors de leur traitement dans

Agouti a été réalisée lors du passage à l'heure d'été pour la série d'images concernées par ce relevé.

2.5. Hauteur du nid et de l'eau

Des mesures de hauteur ont été effectuées à l'aide d'un mètre pliant ou d'une tige graduée lorsque le débit était trop élevé. Les hauteurs des nids ont été mesurées jusqu'à leur trou d'envol donnant sur le cours d'eau. Le niveau d'eau a été relevé régulièrement sous le nichoir lors du changement des piles, au minimum 3 fois par site équipé d'une caméra. La hauteur de certains éléments du milieu a également été mesurée pour faciliter l'identification des variations de hauteur d'eau lors de l'analyse des images.

2.6. Traitements statistiques

Afin d'estimer l'occupation d'une espèce par piège photographique, des modèles simples comme le modèle de Bernoulli (MacKenzie et al., 2002), les processus de comptage des occurrences (Emmet et al., 2021) ou le modèle de Poisson (Guillera-Arroita et al., 2011) peuvent être utilisés efficacement, tout en intégrant des covariables spatiales et temporelles dans l'analyse. L'utilisation de données continues est statistiquement plus efficace pour déterminer une chronologie de détection plus affinée et/ou pour les espèces difficilement détectables (Pautrel et al., 2024). Toutefois, la distribution des données ne suit pas cette condition dans la présente étude.

Dans le but de déterminer s'il y a du passage différencié de rats laveurs selon la hauteur d'eau, les données de détection de cette espèce ont été discrétisées en format binaire (présence = 1, absence = 0) pour chaque jour visionné par caméra, facilitant ainsi l'analyse statistique et l'interprétation des résultats. Ces données binaires seront utilisées dans le cadre d'un modèle logistique (MacKenzie et al., 2002). Si divers comportements sont détectés sur les différents sites, le nombre de passages par jour sera pris en compte. Nous avons utilisé des classes de hauteur d'eau. Celles-ci sont basées sur la hauteur moyenne au garrot du raton laveur, de 23 à 30 cm (Nowak, 1991), et sur l'étude de Hoover (2006), où il observe que la prédation diminue fortement au-delà de 40 cm et que des classes de 10 cm pour les 30 premiers centimètres ne montrent pas des différences significatives systématiques. Les classes de niveaux, attribuées à chaque jour filmé par les caméras, traduisent une gamme d'accessibilités à ces milieux lotiques :

- 1 = 0 à 20 cm : déplacement facile pour le raton laveur.
- 2 = 21 à 30 cm : déplacement plus difficile en raison d'une hauteur d'eau atteignant potentiellement la hauteur au garrot du procyonidé.
- 3 = 31 à 40 cm : hauteur au garrot du raton laveur atteinte, nécessitant la nage.

- 4 = > 40 cm : difficulté accrue d'accès liée à l'augmentation du débit et de la hauteur d'eau (Sam Yin Yang et al., 2016) et considérée comme rendant la prédation impossible sur le nid.

Comme nos données sont des observations répétées sur chaque site, nous avons utilisé un des modèles mixtes avec comme effet aléatoire l'identité des sites. Nous avons utilisé le package R “glmmTMB” (Brooks et al., 2017). Comme effet fixe, nous avons utilisé le nombre de jour depuis le 9 février 2024, la hauteur de l'eau et le bassin-versant (Lohse et al., 2023). Nous avons testé des termes polynomiaux pour la date (termes quadratiques et cubiques) pour améliorer le modèle en cas de non-linéarité de la relation entre la date et la variable dépendante (Zuur et al., 2009). Le modèle expliquant le mieux les variations observées a été déterminé à l'aide d'un AIC (Cavanaugh & Neath, 2019). Le test du ratio de vraisemblance nous a permis de vérifier la significativité de l'ensemble des coefficients du modèle. Une vérification des résidus du modèle choisi a aussi été réalisée à l'aide du package “DHARMA” (Hartig, 2022). Cette étape permet de vérifier que le modèle ajusté ne présente pas de problèmes de surdispersion et qu'il n'y a pas de valeurs aberrantes influençant de manière disproportionnée les résultats (Bolker et al., 2009). La performance du modèle a été évaluée par la valeur de l'AUC (Melo, 2013). Le choix du seuil optimal s'est fait en comparant le chevauchement des histogrammes de prédiction des présences et des absences, ainsi qu'à l'aide des propositions de méthode de détermination de seuil du package “PresenceAbsence” (Freeman & Moisen, 2008). La visualisation des données a été réalisée avec le package “ggplot2” (Wickham, 2016), en affichant la probabilité cumulative de présence de rats en fonction des variables fixes du meilleur modèle.

Pour déterminer si 2024 est une année particulière en ce qui concerne la variation de hauteur d'eau, nous avons analysé les données de hauteur des stations hydrologiques proches des sites de nidification, obtenues sur le site hydrometrie.wallonie.be. Nous avons comparé les données 2024 aux données 2019 à 2023 au moyen d'un modèle linéaire mixte avec l'identité des rivières incluses dans les bassins versants comme variables aléatoires et l'année comme effet fixe. Pour réaliser les comparaisons multiples, nous avons permuté l'ordre des années, et ajusté les p-valeurs la méthode de Bonferroni (Haynes, 2013). La visualisation des niveaux de hauteur d'eau (1 à 4) au cours du temps a été réalisée au moyen de violin plot grâce au package “vioplot” (Adler et al., 2024).

Nous avons réalisé un histogramme empilé afin de comparer les heures d'activité du raton laveur et du cincle plongeur. Pour cela, toutes les séquences de rats laveurs (337 au total) ont été prises en compte. Étant donné l'augmentation de la présence du raton laveur observée au fil du temps dans nos analyses, nous avons utilisé un couple actif de cincles plongeurs, lors du nourrissage des jeunes pendant la deuxième nidification, comme exemple d'activité accrue au nid (O'Halloran et al., 1990; Ormerod et al., 1987; Tyler & Ormerod, 1994). Les données d'activité du cincle plongeur ont été collectées du 22 mai 2024 au 9 juin 2024, pour un total de 726 séquences. L'histogramme a été réalisé à l'aide du package 'ggplot2' (Wickham, 2016).

3. Résultats

3.1. Prospection

La prospection des sites d'étude s'est achevée le 29 avril 2024. En tout, 15 nids de cincles ont été découverts dans le bassin versant Meuse Aval et 17 dans celui de Meuse Amont. Cependant, une découverte tardive et des problèmes d'accessibilité ont réduit le nombre de caméras installées à 13 en Meuse Aval et à 16 en Meuse Amont. Trois nids de bergeronnettes des ruisseaux ont été suivis par caméra dans chaque bassin. Deux autres nids n'ont pu être équipés de caméras en raison d'une nidification plus tardive [1 HO ; 6 HE]³.

De plus, une caméra a été installée sur une cascade, suspectée de servir de site de nidification pour les cincles [2 HE]⁴, ainsi que sur un tronc d'arbre couché sur le cours d'eau pour identifier le déplacement des rats laveurs [4 EN]⁴. Certaines caméras ont été laissées en place malgré des erreurs d'identification initiales, telles que l'occupation d'un nichoir de cincle par un troglodyte [3 EB]⁴, un œuf de bergeronnette probablement abandonné l'année précédente [4 EB]⁴, et un nid de cincle dont la construction s'est arrêtée [12 HO]⁴. Ces installations visent à recueillir des informations complémentaires sur la présence des rats laveurs et leur impact potentiel dans des sites jugés sensibles au cas où une nidification ultérieure s'y opérerait.



Tous les nids identifiés et suivis se trouvent sous des ouvrages d'art. Un nid est considéré comme naturel lorsque l'espèce le construit dans un emplacement sans intervention de gestion pour l'espèce (pose spécifique de nichoirs), tel qu'un tuyau, un renforcement rocheux, ou une poutrelle en béton sous un pont. En revanche, les nids construits au-dessus d'un nichoir (au nombre de trois) sont classés dans la catégorie artificielle. Environ 65.5 % des occupations de nids par les cincles ont eu lieu dans des anciens nids restaurés. Le nombre de nidifications dans des nichoirs artificiels est supérieur à celui des sites naturels. Seuls 2 nids (1 naturel et 1 artificiel) sont installés à une hauteur (du fond du lit du cours d'eau jusqu'au nid) inférieure à 1 m. Les dates des périodes de nidification montrent un chevauchement entre la fin de la première nidification pour certains nids et le début de la deuxième pour d'autres, marquant un chevauchement des cycles reproductifs (Tableau 1).

Lors des visites post-nidification et du retrait des caméras du 20 juin pour le bassin Meuse Aval et 2 juillet Meuse Amont, à part 4 nids dont l'intérieur est inaccessible, aucune présence de jeune ou d'œufs abandonnés n'a été remarquée.

³ Figure 13

⁴ Tableau 2

Tableau 1 : Caractéristiques des différents nids suivis par caméra.

Espèce	Type de nid	Hauteur (cm)	1 ^{ère} Nidification	2 ^{ème} Nidification
	Naturel : 12 Artificiel : 17 - Meuse Aval : 13 Meuse Amont : 16	0-49 : 0 50-99 : 2 100-149 : 6 150-199 : 7 > 200 : 13	Nombre : 29 Date : 12/03/2024 - 18/05/2024	Nombre : 9 Date : 30/04/2024 - 23/06/2024
	Naturel : 3 Artificiel : 3 - Meuse Aval : 3 Meuse Amont : 3	100-149 : 3 150-199 : 2 > 200 : 1	Nombre : 6 Date : 21/03/2024 - 05/05/2024	Nombre : 4 Date : 04/05/2024 - 06/06/2024
Nichoir vide :		150-199 : 2 > 200 : 1		

3.2. Analyse des images

L'analyse a porté sur 127 905 images réparties en 24 015 séquences de 2 minutes. Le raton laveur a été détecté dans 337 séquences, réparties sur 22 des 40 sites surveillés par caméra (10 en Meuse Aval, 12 en Meuse Amont). De plus, des indices de présence (traces de pattes) ont été observés sur 8 de ces sites (4 sur chaque bassin versant), ainsi que sur les deux nids de bergeronnettes présentant des juvéniles proches de l'envol [1 HO ; 6 HE]³ (Figure 13).

Concernant les comportements observés, 3 séquences sont associées à des intérêts [4 EB ; 3 EN]⁴, dont un seul nid avec une éclosion récente [19 HO]⁴. Deux tentatives d'accès à des nichoirs ont été notées sur des nids ne réalisant plus d'activité de nidification, dont une, 9 jours après l'envol des jeunes de bergeronnette des ruisseaux [2 V]⁴ (Figure 12) et l'autre, 11 jours après l'envol du jeune [18 HO]⁴. L'activité de recherche alimentaire, observée chez les ratons laveurs dans 21 sites offrant tous une vue directe sur le cours d'eau, a représenté plus de 50 % des comportements notés dans 9 de ces sites (Tableau 2). Le 22^{ème} site, qui donne sur une passerelle, montre donc uniquement des comportements de passage car il était impossible de placer la caméra de manière plus efficace [7 EN]⁴. Deux sites recensent le passage de ratons laveurs à une hauteur d'eau classée de niveau 3. Cependant, malgré la moitié du corps immergé, la queue n'est pas tendue horizontalement dans l'eau (Zeveloff, 2002). Aucun comportement de nage n'a pu être observé.



Figure 11: Tentative d'accès à un nid de bergeronnette des ruisseaux (21h53) au ruisseau de Noye.

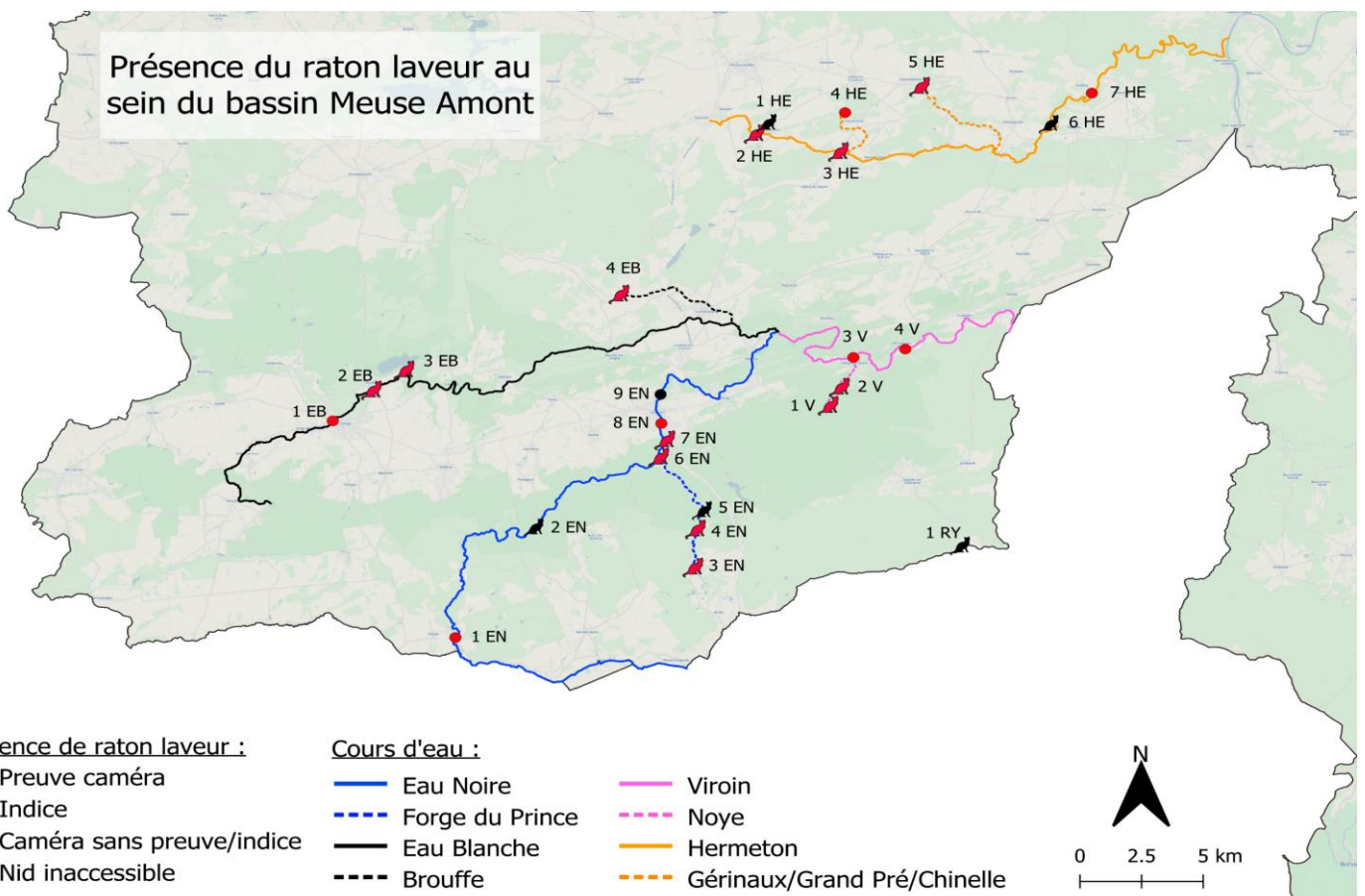
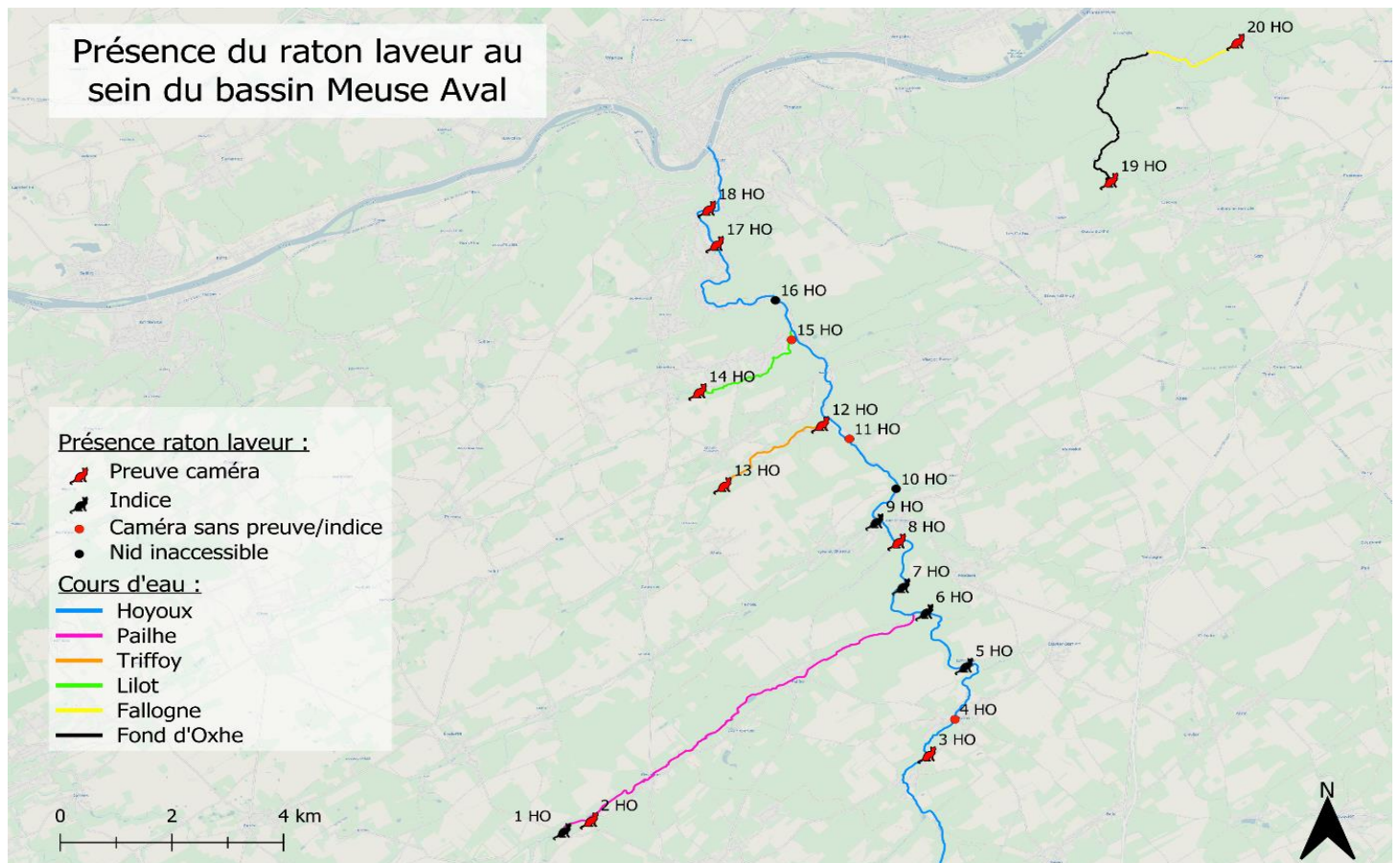


Figure 12 : Présence du raton laveur au sein des deux bassins versants. Les nids inaccessibles désignent ceux de cincle plongeur qui n'ont pas pu être suivis par caméra.

Tableau 2 : Nombre de séquences de passage des potentiels prédateurs. Les lettres à côté des chiffres indiquent la proximité aux rivières d'intérêt (EN = Eau Noire ; EB = Eau Blanche ; RY = Ry d'Alisse ; HE = Hermeton ; HO = Hoyoux, y compris Fond d'Oxhe et Fallogne ; C = cingle, B = bergeronnette des ruisseaux, N = nichoir vide, A = autres). Les nids situés sur des cours d'eau exclusivement de hauteur d'eau de niveau 4 sont en bleu, tandis que les nids où la caméra ne capture pas le cours d'eau sont en orange. Le pourcentage alimentaire indique la proportion de comportements de recherche de nourriture dans l'eau par les ratons laveurs au sein des observations.

Nom	Type	Jours	P.lotor (standardisé)	P. lotor	P.lotor %	% Alimentaire	Rongeurs	Mustélidés	Geai	Humain	Héron cendré
Bassin - Meuse Amont											
1 EN	C	73	-	0	-	-	0	0	0	1	0
2 EN	C	104	-	0	-	-	0	0	0	3	1
3 EN	C	127	0.04	5	1.5	60	2	0	0	1	0
4 EN	A	127	0.20	26	7.7	0	0	8	0	0	0
5 EN	C	134	-	0	-	-	0	0	1	7	7
6 EN	C	113	0.02	2	0.6	50	0	0	0	1	0
7 EN	C	81	0.40	31	9.2	-	2	201	0	15	0
8 EN	C	91	-	0	-	-	1	0	0	0	1
9 EN	C	Nid inaccessible									
1 EB	C	86	-	0	-	-	0	0	0	0	0
2 EB	C	114	0.06	7	2.1	14.3	0	0	0	1	0
3 EB	N	145	0.08	11	3.3	0	0	0	0	1	2
4 EB	N	86	0.76	65	19.3	4.6	11	48	0	0	6
1 RY	C	113	-	0	-	-	0	0	0	2	0
1 V	C	27	0.04	1	0.3	100.0	0	0	0	2	0
2 V	B	86	0.02	2	0.6	0	0	0	0	1	7
3 V	C	112	-	0	-	-	0	0	0	1	0
4 V	C	90	-	0	-	-	0	0	0	28	8
1 HE	C	85	-	0	-	-	0	0	0	0	0
2 HE	A	118	0.07	8	2.4	12.5	170	44	0	30	2
3 HE	B	84	0.10	8	2.4	62.5	6	2	0	0	1
4 HE	B	104	-	0	-	-	0	0	0	0	0
5 HE	C	75	0.16	12	3.6	91.7	0	19	0	1	0
7 HE	C	91	-	0	-	-	0	0	8	1	1
Bassin - Meuse Aval											
2 HO	B	66	1.09	72	21.4	58.3	42	0	0	0	2
3 HO	C	95	0.17	16	4.7	37.5	0	19	0	4	9
4 HO	B	63	-	0	-	-	0	0	0	3	0
5 HO	C	80	-	0	-	-	0	0	0	6	0
6 HO	B	13	-	0	-	-	0	0	0	0	1
7 HO	C	84	-	0	-	-	0	21	0	1	15
8 HO	C	107	0.06	6	1.8	50.0	0	0	0	5	0
9 HO	C	83	-	0	-	-	0	0	0	-	0
10 HO	C	Jeunes prêts à l'envol									
11 HO	C	94	-	0	-	-	0	0	0	0	17
12 HO	N	105	0.22	23	6.8	78.3	0	7	0	18	6
13 HO	C	97	0.18	17	5.0	11.8	5	3	0	8	8
14 HO	C	94	0.03	3	0.9	0.0	588	73	0	4	4
15 HO	C	87	-	0	-	-	0	0	0	0	0
16 HO	C	Nid inaccessible									
17 HO	C	64	0.06	4	1.2	100.0	0	0	0	3	9
18 HO	C	96	0.07	7	2.1	42.9	0	2	0	0	0
19 HO	C	90	0.08	7	2.1	71.4	2	0	0	9	19
20 HO	C	71	0.06	4	1.2	100.0	2	0	0	5	9

Des mustélidés, bien que présents sur moins de sites que le raton laveur (12 sites contre 22), ont été observés dans un plus grand nombre de séquences (447) (Tableau 2). Une interaction est survenue avec un nid occupé par un jeune, où un intérêt et une tentative d'accès ont été observés dans un intervalle de 6 jours [18 HO]⁴. Ce sont les seules images montrant une fouine traversant une faible hauteur d'eau, les autres passages de mustélidés se sont faits sur terre ferme. Deux tentatives d'accès au nichoir (inoccupé) suspendu à un arbre en montant sur celui-ci par une martre ont également été observées. Près de la moitié de ces passages (45 %) ont été enregistrés sur une passerelle située juste au-dessus du nid [7 EN]⁴.

Les rongeurs sont présents sur encore moins de sites (11), mais ils ont été observés beaucoup plus fréquemment (829 séquences), avec 71 % des observations ayant lieu sur une bande rocheuse au sol sous un pont [14 HO]⁴. Les comportements observés étaient uniquement du passage, certains se déroulant dans l'eau pour traverser d'une rive à l'autre.

Parmi les prédateurs aviaires, comme les corvidés et les rapaces (Tyler & Ormerod, 1994), seuls des Geais des chênes (*Garrulus glandarius*) ont été observés près des nids. Un site a montré un seul intérêt d'un geai pour le nid, tandis qu'un autre a révélé trois intérêts et cinq tentatives de prédation sur une période de 45 jours [7 HE]⁴.

Bien que le héron cendré (*Ardea cinerea*) ne soit pas considéré comme un prédateur du cincle, en tant que consommateur occasionnel de jeunes oiseaux (Hancock, 1984; Marquiss & Leitch, 1990; Simmons et al., 1977), sa présence a été documentée également.. Seuls des comportements de passage ont été notés, tout comme pour le chat domestique, observé à proximité des nichoirs sur seulement deux sites. Les activités humaines incluaient principalement la pêche, avec un site enregistrant des activités de kayak sur le Viroin. Hormis les interventions des bagueurs, aucun nid n'a été fouillé par des humains. Parmi les 17 nids où une activité de cincle a été observée, tous les individus sont retournés à leur site de nidification après le passage d'un humain.

En ce qui concerne les interactions de compétition, la bergeronnette des ruisseaux est observée sur 16 sites de nidification du cincle. Aucune interaction directe n'a pu être observée entre les deux espèces. Cependant, 2 individus ont opéré une tentative d'accès à l'intérieur du nichoir occupé par le cincle, mais ce comportement n'a pas été répété dans le temps. Une nidification de bergeronnette s'est tenue simultanément sur le même site que le cincle, les nids étant éloignés d'approximativement 8 m. Un couple de bergeronnette s'est installé dans un nid de cincle après l'occupation de celui-ci lors de la période de 2^{ème} nidification. Le troglodyte quant à lui a façonné 3 nids sur 3 sites actifs pour la nidification du cincle à moins de 3 m de celui-ci. Un nid a été construit en même temps que celui d'un cincle, un a été découvert en même temps après construction, et le dernier lorsqu'un cincle est devenu moins actif près de son nid. Peu d'observation de troglodytes ont eu lieu dans les deux premiers cas. De même que pour la bergeronnette, aucune interaction directe de cette espèce n'a pu être observée avec le cincle.

3.3. Relations comportements-facteurs du milieu

Au vu du faible nombre de comportements d'intérêt, de tentative d'accès au nichoir et de tentative de prédation, aucune analyse statistique n'a pu être réalisée sur les comportements.

3.3.1. Passage des rats laveurs

Pour analyser le passage des rats laveurs sous les nids caractéristiques de cinclon plongeur en relation avec la hauteur d'eau, seuls les nids surplombant l'eau et les passages des rats laveurs dans l'eau à une proximité d'environ 2 mètres du nid sont pris en compte. Sur ces critères, 33 sites sont retenus.

Le meilleur modèle expliquant la présence du rat laveur inclut les variables fixes de la date et de la hauteur d'eau, sans interaction entre elles, ainsi qu'un effet aléatoire pour le site. Le test du ratio de vraisemblance confirme que ce modèle apporte une explication significative de la présence du rat laveur. En effet, les variables explicatives choisies pour le modèle apportent une amélioration significative par rapport au modèle nul ($p\text{-value} = 1.555\text{e-}12$), validant ainsi le modèle sélectionné. Le test de dispersion confirme que le modèle ne présente pas de surdispersion ($p\text{-value} = 0.744$), et le test des valeurs aberrantes indique l'absence de points de données influents ($p\text{-value} = 1$), ce qui souligne la fiabilité du modèle. De plus, sa capacité de discrimination et de prédiction de la présence ou de l'absence de rats laveurs est remarquable, comme en témoigne l'aire sous la courbe ROC ($AUC = 0.9263$), indiquant une excellente performance globale (Hosmer & Lemeshow, 2004). Après avoir visualisé la comparaison entre les histogrammes de présence et d'absence, les valeurs telles que la maximisation de la sensibilité et de la spécificité, ainsi que la prévalence prédite équivalente à la prévalence observée (ObsPrev), ont montré un chevauchement. Pour éviter cela, le seuil de coupure choisi est de 0.05, ce qui correspond à un équilibre entre sensibilité et spécificité (« Sens = Spec »), minimisant à la fois les erreurs de faux positifs et de faux négatifs (Freeman & Moisen, 2008; Liu et al., 2013).

Tableau 3 : Résumé des paramètres du modèle logistique mixte (effet aléatoire du site) expliquant la présence du rat laveur : date (jour de l'année) et hauteur d'eau (1 = 0 à 20 cm ; 2 = 21 à 30 cm ; 3 = 31 à 40 cm ; 4 = > 40 cm).

Ajustement du modèle :				
AIC : 662.1	BIC : 698.1	LogLik : -325.1	Deviance : 650.1	df.resid : 2958
Effets aléatoires :				
Variance : 1.909	Écart-type : 1.382			
Effets fixes :	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
Intercept	-4.73	0.62	-7.676	1.64E-14 ***
Date	0.02	0.00	4.22	2.44E-05 ***
Hauteur 2	-1.67	0.57	-2.913	0.00358 **
Hauteur 3	-1.59	0.77	-2.069	0.03855 *
Hauteur 4	-21.46	4670.00	-0.005	0.99633

L'analyse du modèle indique que la probabilité de présence de raton laveur augmente de manière significative au cours du temps, comme l'indique le coefficient positif et significatif de la variable date (estimate = 0.02, p-value < 0.001). En ce qui concerne les hauteurs d'eau, la hauteur 1 sert de référence, et les hauteurs 2 et 3 montrent une probabilité de présence de raton laveur significativement réduite par rapport à la hauteur 1, avec des coefficients négatifs (Hauteur 2 : estimate = -1.67, p-value < 0.01 ; Hauteur 3 : estimate = -1.59, p-value < 0.05). Aucun raton laveur n'a été observé pour une hauteur de 4. Le coefficient n'est pas significatif mais il est très petit (Hauteur 4 : estimate = -21.46, p-value = 0.996) (Tableau 3). Ainsi, la présence du raton laveur est particulièrement faible pour les hauteurs 2 à 4 comparées à la hauteur 1, et augmente avec le temps, indépendamment de la hauteur d'eau.

Un graphique a été réalisé pour visualiser les probabilités prédites de présence du raton laveur en fonction des dates et des différentes hauteurs d'eau. Le seuil indique la probabilité critique à partir de laquelle la présence du raton laveur est considérée comme probable. Le graphique montre que cette probabilité dépasse ce seuil à partir de mai lorsque l'eau sous le nichoir est à une hauteur de 1. En comparaison, les hauteurs 2 et 3 montrent des probabilités de présence beaucoup plus faibles, et elle est nulle pour une hauteur de 4 (Figure 14).

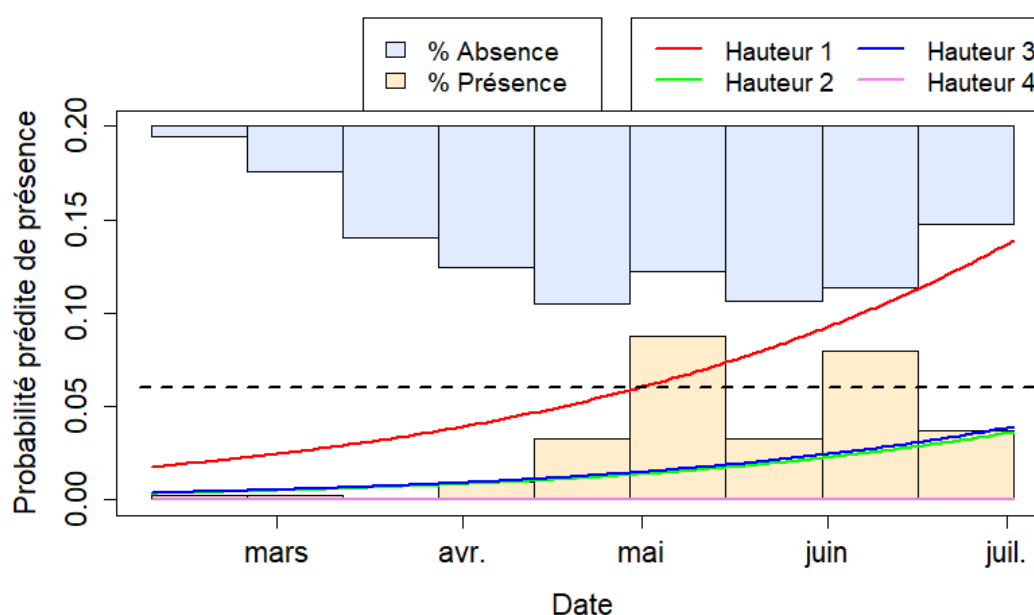


Figure 13 : Probabilités de présence du raton laveur en fonction de la date et des classes de hauteur d'eau sous le nichoir et histogrammes exprimant la distribution de fréquences des observations d'absence (en bleu) et de présence (en jaune). La ligne noire pointillée représente le seuil choisi pour déterminer la probabilité significative de présence.

3.3.2. Variation de la hauteur d'eau

Les dates d'observation pour chaque classe de hauteurs d'eau sont réparties de manière uniforme, avec des médianes, des écart interquartiles et des étendues de données relativement similaires (Figure 15). Cela implique que la hauteur d'eau a peu varié durant notre étude, et que les cours d'eau sont restés globalement constants au cours du temps. La grande dispersion des hauteurs d'eau extrêmes (1 et 4) indique qu'elles sont sujettes à des conditions hydrologiques variables dans le temps. En revanche, les hauteurs d'eau intermédiaires (2 et 3) montrent une dispersion plus concentrée, ce qui suggère qu'elles sont plus souvent observées pendant des périodes spécifiques comme des variations épisodiques telles que les crues de courte durée (Adler et al., 2024). Cette représentation donne une tendance globale, qui n'est pas représentative de tous les sites (annexe 9).

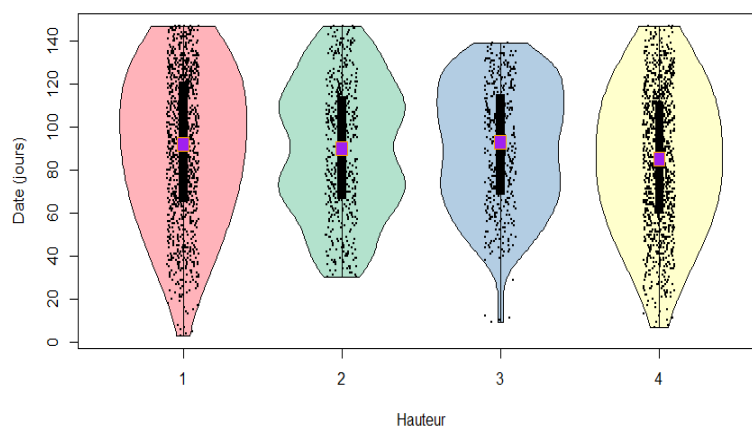


Figure 14 : Violin plot de la distribution de la hauteur de l'eau à différentes dates pour l'ensemble des sites de nidification suivis sur les bassins Meuse Amont et Aval, pour lesquels des données sur la hauteur d'eau sont disponibles ($n = 33$). La date est exprimée en jours, depuis le début de l'installation des caméras jusqu'à leur retrait. Le carré violet représente la médiane.

Au total, 7 stations hydrologiques proches de nids de cincles ont été choisies pour réaliser le test visant à déterminer si 2024 est une année hydrologique particulière (annexe 10). Le test du ratio de vraisemblance confirme que le modèle utilisé, basé sur les données des stations, apporte une explication significative de la différence de hauteur d'eau en fonction des années (p -valeur = $1.036e-07$). Les tests de dispersion (p -value = 0.472 : pas de surdispersion), de Student (p -value = 1 : moyenne des résidus = 0), de Shapiro (p -value = 0.05165 : distribution normale) et d'homogénéité de la variance des résidus (p -value = 0.08857 : distribution homoscedastique) confirment la validité et la fiabilité du modèle. L'année 2024 présente ainsi des valeurs significativement supérieures à celles des 5 dernières années (de 2019 à 2023 : coefficients = 0.13143 ; 0.20326 ; 0.2165 ; 0.17566 ; 0.23978, p -values = toutes < 0.01).

3.3.3. Observation du passage à proximité des nids selon les bassins

Dans cette analyse, les ratons laveurs présents sur ces sites, mais ne passant pas systématiquement sous les nichoirs, sont également pris en compte. Un nichoir initialement situé à 1 mètre du cours d'eau et un autre accroché à une branche sont ajoutés aux 33 sites précédemment sélectionnés. La catégorie de hauteur d'eau n'est plus considérée en raison de la prise en compte des passages en dehors de l'eau.

Le meilleur modèle expliquant la présence du raton laveur inclut les variables fixes de la date et du bassin, sans interaction entre elles. Le test du ratio de vraisemblance confirme que ce modèle apporte une explication significative de la présence du raton laveur (p -valeur =

1.452e-10), validant ainsi l'ajustement du modèle proposé avec le test de surdispersion (p-valeur = 0.968), et le test des valeurs aberrantes (p-valeur = 0.616). De plus, la capacité de discrimination et de prédiction de la présence ou de l'absence de rats laveurs est excellente (AUC = 0.8933). Après avoir visualisé la comparaison entre les histogrammes de présence et d'absence, les valeurs telles que la maximisation de la sensibilité et de la spécificité, ainsi que la prévalence prédite équivalente à la prévalence observée (ObsPrev), ont montré un chevauchement. Pour éviter cela, le seuil de coupure choisi est de 0.06, ce qui correspond à un équilibre entre sensibilité et spécificité (« Sens = Spec »).

Tableau 4 : Résumé des paramètres du modèle logistique mixte (effet aléatoire du site) expliquant la présence du raton laveur : date (jour de l'année) et le bassin (bassin-versant Meuse Aval et Meuse Amont).

Ajustement du modèle :				
AIC : 1014.6	BIC : 1038.9	LogLik : -503.3	Deviance : 1006.6	df.resid : 3151
Effets aléatoires :	Variance	Écart-type		
Site	3.966	1.991		
Effets fixes :	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
Intercept	-6.86	0.71	-9.61	< 2e-16 ***
Date	0.02	0.01	6.19	6.02e-10 ***
Meuse aval	1.33	0.79	1.69	0.0914 .

L'analyse du modèle indique que la probabilité de présence du raton laveur augmente de manière significative au cours du temps, comme l'indique le coefficient positif et significatif de la variable date (estimate = 0.02, p-valeur < 0.001). En ce qui concerne les bassins, le bassin de la Meuse aval montre une tendance à une probabilité de présence du raton laveur plus élevée par rapport au bassin de référence, bien que cet effet ne soit que modérément significatif (estimate = 1.33, p-valeur = 0.0914) (Tableau 4). Ainsi, la présence du raton laveur augmente au cours du temps, avec une tendance de présence plus importante dans le bassin de la Meuse aval.

Un graphique a été réalisé pour visualiser les probabilités prédites de présence du raton laveur en fonction des dates et des bassins versants. Le seuil indique la probabilité critique à partir de laquelle la présence du raton laveur est considérée comme probable. Le graphique montre que cette probabilité dépasse ce seuil à partir de mi-avril dans le bassin Meuse Aval, et fin juin pour Meuse Amont (Figure 16).

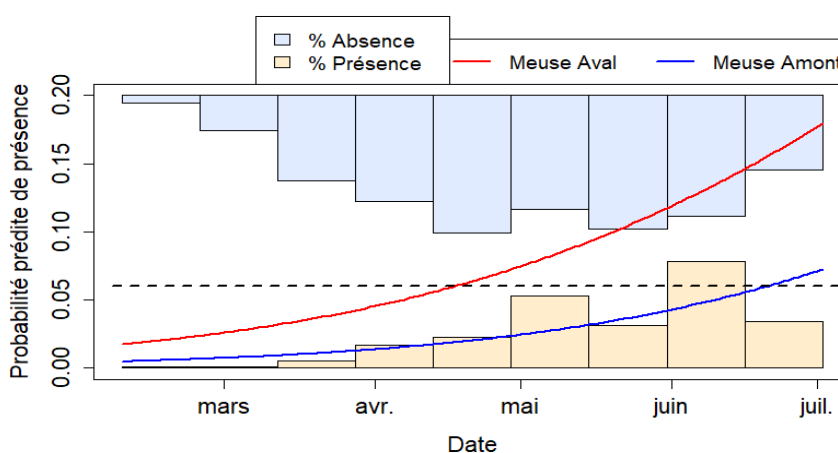


Figure 15 : Probabilités de présence du raton laveur en fonction de la date et des bassins-versants. Les histogrammes expriment la distribution des fréquences des observations d'absence (en bleu) et de présence (en jaune). La ligne noire pointillée représente le niveau de coupure.

3.3.4. Comparaison des périodes d'activité du cincle et du raton laveur

Notre simulation nous permet de constater qu'un chevauchement de l'activité des deux espèces pourrait se produire au lever du soleil et au début de la tombée de la nuit (Figure 17). Les données sur les ratons laveurs proviennent de tous les sites, et aucun raton laveur n'a été observé pendant les heures propices à la rencontre sur le site de référence des cincles, montrant que les différentes heures d'activité à proximité du nid ne sont pas systématiques. Bien que ce détail ne soit pas représenté dans les graphiques, les cincles ont une activité plus tardive en matinée et plus précoce le soir au début du printemps dû à la période d'éclairement journalière plus courte (O'Halloran et al., 1990), réduisant encore davantage les chances de rencontre lors de la première nidification.

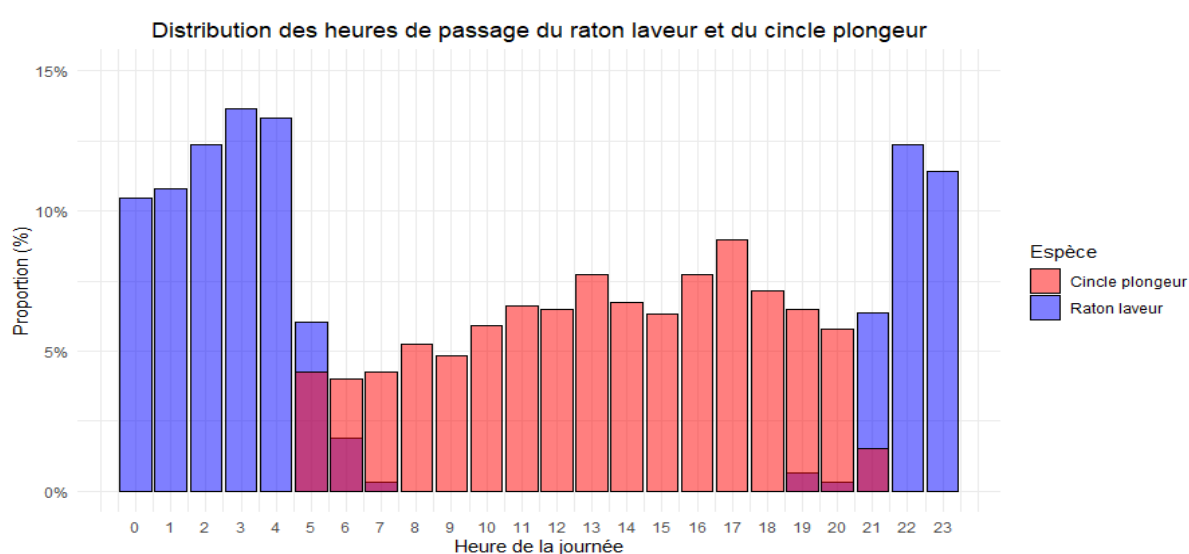


Figure 16 : Distributions des heures d'activité des deux espèces. Les heures d'activité du raton laveur sont basées sur l'ensemble des séquences, tandis que celles du cincle plongeur sur l'activité d'un couple du 22/05/2024 au 09/06/2024.

4. Discussion

4.1. Nids de cincle plongeur

Malgré des recherches assidues le long des berges de cours d'eau, les nids de cincle plongeur détectés et suivis au cours de notre étude se trouvent tous sous des ouvrages d'art. Compte tenu des conditions de nidification du passériforme, la difficulté de prospection liée à la hauteur de l'eau élevée en fin d'hiver et début de printemps cause probablement un biais dans les résultats de découverte des nids naturels (Shaw, 1978). Elle a non seulement affecté le comportement de nidification des oiseaux contraints d'aller se nourrir sur les cours secondaires moins profonds en parallèle de la construction du nid sur le cours principal, mais elle a aussi pu empêcher la construction de nids dans les berges ennoyées. En outre, certaines sections de cours d'eau, malgré le port de waders, restaient difficiles à explorer en raison de la profondeur de l'eau et de l'intensité du courant, rendant impossible une recherche approfondie dans toutes les racines d'arbres surplombant l'eau. À titre de comparaison, deux études menées dans des pays limitrophes de la Belgique seront utilisées. La première étude, réalisée en Allemagne en 1987, a porté sur la prospection de 51 cours d'eau pour longueur totale de 731 km, principalement en Hesse rhénane. Sur les 72 nids découverts (soit 0,10 nid par km), seuls 2 étaient des nids naturels situés dans des racines d'arbres tombés, orientés vers le ruisseau (Kaiser, 1988). La seconde étude est une recherche spécifique sur les nids naturels dans les gorges de la Loire (25 km) et de l'Allier (70 km), comprenant également des vallées ouvertes (prés, landes, petits bois), prospectées principalement en kayak pour atteindre les zones inaccessibles. L'Allier comptait 58 nids (soit 0,83 nids par km) et la Loire 17 (soit 0,68 nids par km), dont respectivement 86 % et 76 % de nids naturels. Dans cette étude, les rochers et falaises surplombants la rive représentaient 59 à 70 % des sites, et les rochers isolés dans le lit 12 à 14 %. Seuls 2 % des nids étaient situés sur des branches d'arbre, et un seul cas de nid sous la berge a été trouvé (Roché & Andurain, 1995). Ces deux cas opposés illustrent la variabilité des nids naturels en fonction des caractéristiques environnementales des sites de nidification. Pour les bassins versants prospectés, nous avons découvert 15 nids dans le bassin Meuse Aval sur 61,76 km (soit 0,24 nid par km) et 17 nids dans le bassin Meuse Amont sur 145,75 km (soit 0,12 nid par km). Les sites prospectés en Wallonie se rapprochent des caractéristiques de l'étude allemande, avec des cours d'eau et des berges principalement aménagés, et où l'on note une absence de structures naturelles rocheuses longeant ces berges. La densité observée dans le bassin de la Meuse Aval, plus élevée que dans celui de la Meuse Amont, pourrait s'expliquer par une plus grande disponibilité de sites de nidification, favorisée par la présence d'un nombre plus important d'ouvrages d'art ainsi que par la mise en place de nichoirs dans le cadre du projet « Cincle Plongeur » sur ces structures. Le pourcentage de nids naturels manqués lors de la prospection a donc de grandes chances d'être faible. La tendance en Europe montre que les nids naturels représentent généralement moins de 50 % des sites de nidification (Roché & Andurain, 1995) sachant que les cours d'eau de montagne sont faiblement équipés d'ouvrages d'art, contrairement aux rivières traversant des sites anthropisés. Cependant, dans des études à

l'échelle nationale, comme en Grande-Bretagne, les nids naturels représentent la moitié de ceux découverts (Shaw, 1978). Quoi qu'il en soit, la contribution des sites artificiels comme lieux de nidification présente un intérêt particulier pour le suivi des prédateurs, d'autant plus qu'ils contribuent à l'augmentation des populations de cincles plongeurs dans les milieux fortement anthropisés (Hourlay, 2011; Tyler & Ormerod, 1994).

En ce qui concerne la prédation des nids de cincle plongeur par le raton laveur, deux points de vue éléments sont à prendre en compte. Premièrement, il ne faut pas négliger que la prédation par rencontre fortuite est réduite. Les ratons laveur peuvent rencontrer par hasard des oiseaux cavernicoles lors de recherche de site de repos diurne ou de mise bas (Kobayashi et al., 2014; Renard et al., 2022; S. E. Wilson & Nielsen, 2007). Les oiseaux nichant au sol peuvent également être victimes de prédation lorsque les ratons laveurs se déplacent depuis une zone forestière vers le cours d'eau à la recherche de nourriture (Peterson et al., 2022), ou lorsqu'ils utilisent les roseaux comme abri (Fiderer et al., 2019). Bien que les tanières de ratons laveurs soient souvent nombreuses à proximité de l'eau (Ewer, 1973), elles se trouvent généralement à une distance de 64 à 170 m du cours d'eau (Zaveloff, 2002). Cela suggère que les ratons laveurs ne recherchent pas de sites de repos dans les cavités surplombant directement les cours d'eau, limitant ainsi leur intérêt pour les ouvertures rocheuses, sauf en contexte de prédation. Deuxièmement, les nichoirs peuvent être découverts par les ratons laveurs lors de leurs activités de recherche de nourriture dans le cours d'eau. Les nids naturels, en dehors des ouvrages d'art, pourraient être plus susceptibles d'être découverts fortuitement, surtout lorsqu'ils se trouvent dans les berges, les racines ou les branches d'arbres (Coppee & Noiret, 2007; del Hoyo et al., 2005; Lundberg, 2004; Shaw, 1978). Cela reste à prouver, car en Allemagne, les risques de prédation sur le torcol fourmilier (*Jynx torquilla*) augmentent lorsqu'il se reproduit dans des nichoirs artificiels non protégés (Beinlich, 2012) et par rapport au raton laveur, Michler et al. (2008) estiment aussi que sa prédation sur les passereaux en site naturel est moins risquée qu'en nichoir pour certaines espèces.

4.2. Caractéristiques influençant le passage des ratons laveurs

4.2.1. L'accessibilité

En ce qui concerne la hauteur d'eau, la différence de passage du procyonidé entre une faible hauteur et une hauteur élevée est clairement observable. Parmi les 10 sites dans lesquels le niveau d'eau a continuellement dépassé les 40 cm, seuls 3, offrant la possibilité de se nourrir à plus faible profondeur dans le champ de la caméra, ont été fréquentés par des ratons laveurs. De même, pour les sites présentant majoritairement une hauteur inférieure à 20 cm, le raton laveur a été observé dans 10 des 11 sites. Parmi ces sites, il était présent sur 5 sites de chaque bassin versant, et absent sur un site du bassin Meuse Amont. Dans le contexte d'un milieu lotique, on pourrait émettre l'hypothèse que le débit, qui augmente avec la hauteur d'eau (Sam Yin Yang et al., 2016), accroît l'effort énergétique nécessaire pour nager, ou rend tout simplement la traversée impossible pour le raton laveur, qui n'est pas vraiment un mammifère aquatique dans le sens où il ne nage pas en plongeant comme une loutre ou un castor. Bien que

l'augmentation du débit puisse influencer le passage à une hauteur d'eau différente, elle n'est pas la seule explication car une diminution progressive des passages en fonction de la hauteur d'eau est également observée en milieu lentique (Hoover, 2006; Picman et al., 1993). Les quelques mètres de grande hauteur d'eau qui séparent le nid du cincle plongeur d'un passage sur la terre ferme ne semblent pas constituer un obstacle, étant donné les capacités de nage du raton laveur, qui a déjà été observé traversant des distances de 400 à 800 mètres entre les îles de la Reine-Charlotte (Hartman & Eastman, 1999). Il est donc possible que le raton laveur, bien qu'il soit capable de nager dans une hauteur d'eau supérieure à 40 cm, n'ait pas montré d'intérêt pour le faire ici. Cela pourrait s'expliquer par sa nature opportuniste, qui l'amène à se contenter de la nourriture la plus accessible, située sur les berges naturelles ou dans des zones à faible hauteur d'eau. Il est également possible qu'il n'ait tout simplement pas remarqué les nids de cincle (car le bruit de l'eau couvre suffisamment les pépiements des jeunes, par exemple).

La variation de fréquentation par le raton laveur des sites présentant des fluctuations de hauteur d'eau ou se trouvant à des niveaux constants intermédiaires (hauteur 2 ou 3) est plus difficile à expliquer. D'une part, la hauteur d'eau semble encore exercer une influence car elle rend plus complexe le passage sous le nid et nécessite des efforts. Des individus ont été observés se déplaçant uniquement sur un substrat rocheux nécessitant une brève traversée dans une hauteur intermédiaire, préférant se nourrir sans être immergés (Figure 18).



Figure 17 : Raton laveur utilisant un passage rocheux pour se nourrir dans l'eau.

D'autre part, le raton laveur grimpe facilement sur ce qui pourrait s'apparenter à des obstacles, tels que des structures rocheuses, qu'elles soient naturelles pour la recherche de tanières (Giles, 1942) ou lors de déplacements sur des ouvrages d'origine anthropique (Hadidian et al., 2010). Ainsi, l'accessibilité pour atteindre le nid ou le dessous des ouvrages d'art au-delà de la hauteur d'eau n'a pas été catégorisée. Toutefois, seuls deux sites surveillés par caméra semblent ne pas offrir, à proximité, un accès facile permettant au raton laveur d'atteindre le cours d'eau. Certains individus détectés par leurs empreintes à proximité directe de la zone suivie par caméra n'ont pourtant pas été vus par la caméra sous l'ouvrage d'art. Ceci sous-tend que soit ces animaux ont évité le passage sous le pont, préférant le franchir par-dessus, par exemple, ou qu'ils se sont trouvés hors du champ de la caméra dans une autre arche du pont ou du côté opposé à la berge surveillée par piège photographique. Toujours est-il que dans ce cas, ils sont passés loin du nid de cincle. Il ne faut pas négliger que les cours d'eau ont été surveillés par une seule caméra placée de manière ciblée pour étudier une relation directe de prédation. Cependant, la manière dont les ratons laveurs utilisent l'espace varie considérablement en fonction du lieu et du moment, rendant improbable le fait que l'activité des animaux suivis au niveau du cours d'eau soit fidèlement capturée par une seule caméra (Kays et al., 2021). Par exemple, dans les sites de nidification 3 EN et 5 EN situés à respectivement 1,108 km et 2,126 km du site 4 EN doté, lui, d'un passage sur l'eau constitué d'un arbre tombé, les observations ont été menées sur des périodes quasi identiques (8 jours d'écart maximum) et ont pourtant conduit à des relevés très différents. Le site 3 EN n'a pas

révélé la présence de rats laveurs mais sa hauteur d'eau était constamment élevée, de niveau 4. En revanche, le site 5 EN a montré une faible présence de rats laveurs se nourrissant sur une bordure de la base du pont, dans un tronçon comportant une hauteur d'eau intermédiaire (variant entre 2 et 3). Le site 4 EN, localisé entre les deux, a enregistré une activité cinq fois plus élevée, avec aussi plusieurs individus détectés dans une même séquence. Les rats laveurs étant capables de déplacements sur des grandes distances (plusieurs kilomètres) au cours d'une nuit, il est possible que ceux observés sur le site 4 EN aient privilégié des sites de nourrissage et de passage spécifiques, plus facilement accessibles, malgré la facilité de déplacement offerte par les ponts (Frey & Conover, 2006; Peterson et al., 2022). L'accessibilité n'est peut-être la seule cause, car il est également possible que la partie de leur domaine vital liée au cours d'eau soit réduite, avec une plus grande extension vers des zones forestières ou urbanisées, sans nécessairement atteindre le territoire d'un autre raton laveur.

4.2.2. La temporalité

L'observation de la probabilité accrue de passage du raton laveur au début du printemps s'explique d'une part par l'épuisement ou l'absence des ressources en fruits secs et charnus le poussant à chercher une source alimentaire carnée peut-être plus facilement accessible le long des cours d'eau, (Harman & Stains, 1979; Johnson, 1970; Matsuo & Ochiai, 2009; Zeveloff, 2002) ainsi que par une modification des déplacements en période de reproduction. Nous n'avons pas eu l'occasion d'étudier le régime alimentaire du raton laveur dans nos sites en parallèle des suivis de nids, mais des études confirment l'augmentation de la consommation d'insectes, de batraciens et de poissons durant le printemps (Engelmann et al., 2011; Schockert et al., 2023). Toutefois, le régime alimentaire du raton laveur, très opportuniste, peut varier considérablement en fonction de la composition floristique et faunistique de son habitat (Bartoszewicz et al., 2008; Engelmann et al., 2011; Gautrelet, 2023; Libois et al., 2019; Matsuo & Ochiai, 2009; Peter et al., 2024; Zeveloff, 2002), rendant hasardeuse toute conclusion définitive dans notre cas. Il convient également de noter que le raton laveur est capable d'augmenter ses déplacements en cas de pénurie alimentaire (Johnson, 1970). Dans l'ensemble, la présence du raton laveur reste sporadique sur les sites étudiés, à l'exception de deux sites : l'un sur le bassin Meuse Amont, comptabilisant surtout des passages d'individus, et l'autre sur le bassin Meuse Aval, caractérisé par une activité de passage et de recherche alimentaire élevée. Il est possible que les caméras aient capturé la présence du raton laveur lors de ses recherches alimentaires au début du printemps et en fin de saison. Il est important de rappeler que cette tendance générale ne reflète pas nécessairement la réalité de tous les sites étudiés.

4.2.3. Typologie des sites

La majorité des nids suivis, où la caméra vise à la fois le nid et le cours d'eau, se trouvent dans des environnements présentant une certaine hétérogénéité, bordés à la fois par des zones forestières et des milieux ouverts, avec parfois quelques habitations proches, caractérisant ainsi un milieu relativement suburbain. Une certaine variabilité de la présence du raton laveur a été observée dans des nids présentant apparemment les mêmes caractéristiques environnementales

(dont la même hauteur d'eau) pour une même durée et une même période d'enregistrement. Le manque de caméras installées dans les zones urbaines et rurales ne permet pas de réaliser une comparaison statistique des passages de rats laveurs selon les milieux. Bien que peu représentatifs de la réalité, les quelques cas de nidification observés en zone rurale et un cas en périphérie urbaine de Huy n'ont révélé aucune différence notable concernant le passage des rats laveurs. Les caméras placées sous les ouvrages d'art, limitées à des tronçons spécifiques des cours d'eau, n'ont donc pas permis de mettre en évidence une possible différence liée aux caractéristiques spécifiques des zones urbaines et suburbaines, qui présentent généralement des domaines vitaux plus restreints et une densité plus élevée par rapport aux zones rurales (Hadidian et al., 2010; O'Donnell & delBarco-Trillo, 2020; Prange et al., 2004; Rosatte et al., 2010; Šálek et al., 2014).

Les deux caméras installées sur des sites non destinés au suivi de la nidification montrent des observations d'individus plus fréquentes que la moyenne, ce qui s'explique généralement par l'utilisation régulière de ces sites comme voies de passage (Kolowski et al., 2021; Kolowski & Forrester, 2017). Parmi les caméras prévues à cet effet, le raton laveur a été principalement observé se déplaçant dans une direction, sans retour systématique au cours de la même nuit. Par conséquent, il est important de noter que ces animaux peuvent se déplacer au-delà des zones longeant l'eau, et que la simple surveillance des ponts est insuffisante. La télémétrie permettrait toutefois de confirmer les déplacements aléatoires et étendus de la plupart des individus. De plus, l'une de ces caméras, située en aval d'un nid occupé, a capturé la présence de jeunes cincles plongeurs. Très peu de caméras ont en effet observé un retour des jeunes sur le site de nidification, et aucune n'a pu immortaliser l'envol des jeunes. Sur cette même caméra, le jeune cincle et le raton laveur ont été observés au même endroit mais de manière asynchrone (Figure 19). Il est donc crucial de rappeler que cette étude évalue l'impact du raton laveur depuis la couvaison jusqu'à l'envol des jeunes, mais une prédation pourrait également se produire après la période de nidification dans le cas où les jeunes restent à proximité de la berge en période de passage de rats laveurs. Le risque par site dépend certainement aussi de la fréquence de passage du procyonidé observée pour ce site. En outre d'autres prédateurs peuvent agir après l'envol (corvidés, rapaces, autres petits carnivores comme le putois, la fouine ou la martre).



Figure 19 : Raton laveur et cincle juvénile présent à la même cascade. La date de présence du jeune cincle la plus proche de l'image du raton laveur est datée au 10/06/2024.

4.3. Stimulus

4.3.1. Période d'activité : stimuli visuels et auditifs

Les activités observées pour les deux espèces correspondent à la tendance générale connue : nocturne pour le raton laveur et diurne pour le cincle plongeur. Bien que ces tendances varient selon les sites, dans le cas d'une deuxième nidification fin mai début juin, une superposition des activités des deux espèces est observée autour de 5 à 6 heures du matin et 21 heures du soir, correspondant aux limites de leurs périodes d'activité respectives (Figure 17). Cette superposition entraîne une faible probabilité de rencontre entre le raton laveur et le cincle plongeur. Cela étant, le raton laveur a peu de chances de détecter les cincles, y compris les jeunes au nid, que ce soit par la vue ou l'ouïe, car ces derniers ne sollicitent pas de nourriture lors du passage du raton laveur. Il faut également garder à l'esprit que le passage de l'eau, surtout à fort débit, peut couvrir une partie des sons ambiants dont potentiellement les pépiements des jeunes au nid. De plus, la majorité des activités observées à ces heures se résument à des passages, ce qui correspond au retour du raton laveur vers son gîte de repos diurne après ses activités nocturnes de recherche de nourriture (Zeweloff, 2002; Ewer, 1973). Par conséquent, les rares rencontres potentielles se produiraient plutôt lorsque le raton laveur est déjà potentiellement rassasié. De plus, le raton laveur semble se concentrer aussi sur la recherche alimentaire dans l'eau, ce qui fait que la prédation sur ces espèces pourrait être plus faible par manque d'intérêt (Friesen et al., 2013; Schmidt & Whelan, 1999) ou parce que les nichées ne sont pas facilement détectées.



Figure 20 : Activité du raton laveur sous un nichoir occupé par un cincle plongeur.

Quelques cincles ont été observés par piège photographique durant la nuit, dont certains individus utilisant le dessus du nichoir comme lieu de repos. Malgré le passage à proximité du nid de divers prédateurs dans le cours d'eau, dont le raton laveur, aucun cincle n'a montré de réaction (Figure 20). Deux ratons laveurs ont montré un comportement de repli des oreilles vers l'arrière, dont un seul était à proximité d'un nid occupé. Cependant, aucun d'eux n'a effectué de mouvement vers le nichoir, ni montré d'autre comportement spécifique. De plus, les postures du corps, relativement peu courbées, n'indiquaient pas de signes de vigilance accrue (Chitwood et al., 2020).

4.3.2. Stimuli olfactifs

Les fientes des cincles adultes ont toutes été découvertes sur des rochers bordant ou se trouvant dans le cours d'eau autour de l'ouvrage d'art. Bien qu'il soit possible qu'il y en ait eu à proximité du nid sur des pierres, elles ont probablement été nettoyées par les crues. De plus, les traces d'excréments sur le nichoir apparaissent en fin de nidification (Figure 21), avec des marques de taille variable qui ne se retrouvent pas au sol, car elles tombent directement dans l'eau. C'est sur ce point qu'il y a une différence notable avec la bergeronnette des ruisseaux. Le

nid de la bergeronnette, de forme circulaire et ouvert, et bien qu'il borde également l'eau comme celui du cincle, présente une plus grande quantité d'excréments, que l'on retrouve souvent à même le nid ou sur le mur servant de support. Cela pourrait être une raison potentielle de risque de prédation plus importante sur les nids de bergeronnette mais nous ne pouvons pas statistiquement le prouver en regard du peu de nids de cette espèce ayant été suivis. Toutefois, à titre illustratif, nous avons observé une tentative d'accès au nid par le raton laveur sur un nid de bergeronnette présentant une accumulation importante d'excréments, huit jours après l'envol des jeunes. Étant donné l'absence d'individus au nid, cette tentative d'accès suggère que le raton laveur n'a pas été guidé par la vue ou l'ouïe mais que les excréments odorants pourraient potentiellement l'avoir attiré.



Figure 21 : Nichoir propre lors de la couvaison. Nichoir sale post-nidification.

4.3.3. Cas d'intérêt pour les autres espèces

Concernant la tentative d'accès au nid de cincle plongeur par la fouine, celle-ci a eu lieu début mai, avec une visite précédente enregistrée sept jours plus tôt. C'est le seul site où la fouine semble avoir traversé quelques centimètres d'eau, les autres observations la montrant toujours passant « à pied sec ». L'événement s'est produit à 5 heures du matin, sans que le cincle ne montre d'activité, et le nid était occupé par un jeune qui n'avait pas encore laissé d'excréments à l'extérieur du nid. On peut émettre une hypothèse de détection par olfaction ou de découverte aléatoire. Dans un autre cas, une martre a atteint un nid dont la construction avait été interrompue quelques semaines auparavant. Aucune fiente n'était présente lors de cette tentative, et aucune activité aviaire n'avait été observée depuis plusieurs jours. La possibilité d'une perception du nichoir par la fouine ne peut donc pas être exclue, de même qu'elle pouvait connaître ce site pour l'avoir « exploité » antérieurement.

En ce qui concerne le geai des chênes, la tentative de prédation a eu lieu dès son premier passage, mais les jeunes étaient déjà sortis du nid (Figure 22). Six autres tentatives ont suivi sur une période de 26 jours. La découverte du nid pourrait avoir été due au hasard ou à l'observation de l'activité des cincles adultes (Schaefer, 2004). Un cincle était encore actif sur le site, aperçu à proximité du nid, mais non détecté le même jour que le geai. La visite irrégulière du site ne permet pas de déterminer si une seconde ponte a eu lieu avant les visites du geai. Cependant, Weidinger (2010) signale des comportements de revisite de nids partiellement déprédés par cette espèce, probablement en raison de la capacité à mémoriser les emplacements, ce qui suggère un comportement de recherche acquis pour localiser les nids (Sonerud & Fjeld, 1987).



Figure 22 : Tentative de prédation par un geai des chênes

4.4. Perspectives et Recommandations

4.4.1. Choix du site

Comme mentionné précédemment, l'étude se concentre sur les nids situés sous des infrastructures, mais un suivi des nids naturels pourrait également mériter une attention particulière. Pour en évaluer l'importance, il serait nécessaire de d'abord focaliser la prospection des cours d'eau sur la détection des nids naturels, facilitée par la fidélité du cincle plongeur à ses sites de nidification (Hourlay, 2011; Tyler & Ormerod, 1994). Cela étant, vu les niveaux d'eau élevés enregistrés entre janvier et mars 2024, il se peut qu'aucun nid n'ait pu être installé en site naturel et que ceux potentiellement présents dans ces zones les années antérieures aient été emportés par les crues. De nombreux nids découverts sous les ouvrages d'art conservent leur forme, permettant une identification aisée de l'espèce et la découverte de nids utilisés antérieurement. Cependant, des structures moussues pendantes ont été observées au niveau des racines d'arbres, rendant difficile la validation de l'oiseau l'ayant construit en raison de l'absence d'occupation dans ces cavités cette année et d'un délabrement trop important du nid (Figure 23). Il serait donc pertinent de réaliser cette prospection lors de la première période de nidification en tablant sur des niveaux d'eau raisonnables. Bien qu'il soit possible que la construction de nids commence dès janvier (Tyler & Ormerod, 1994), les observations sont plus probables en février (Shaw, 1978). Dans cette étude, deux pontes précoces dans des nichoirs sont estimées entre la mi-février et la fin février, ce qui souligne la nécessité de faire attention au dérangement même en début de période de nidification. Il est également important de noter que les dates de nidification peuvent varier en fonction de la localisation et des années (D'Amico et al., 2003; Roché & Andurain, 1995), et qu'elles tendent à être plus précoces dans les sites artificiels en raison de la sécurité qu'ils offrent (Breitenmoser-Wursten, 1988 in Roché & Andurain, 1995).



Figure 23 : Mousse pendante : espèce indéterminée.

La fidélité aux sites de nidification a également été observée dans le cadre de cette étude, un seul site surveillé par caméra n'ayant montré aucune trace d'ancienne construction de nid. C'est sur la base de cette constance qu'une prospection préliminaire avait été réalisée sur le cincle plongeur dans la vallée du Hoyoux, ciblant quelques nids régulièrement occupés renseignés par les bagueurs et ornithologues, et ayant fait l'objet d'échecs de nidification. Ce ciblage spécifique avait permis d'observer une tentative de prédation (Quentin Watthez⁵, communication personnelle). Malheureusement, ces nids ne sont pas systématiquement occupés par le cincle, et un seul nid connu pour avoir été prédaté a pu être suivi cette année parmi les nidifications enregistrées sur le Hoyoux.

L'objectif principal de ce travail était de tester l'hypothèse que le raton laveur exerce une prédation significative sur la nidification du cincle plongeur. Nos observations, dans la

⁵ Membre du DEMNA

limite des conditions rencontrées (hauteurs d'eau plus élevées qu'habituellement, uniquement observation de nichoirs artificiels), ne permettent pas de démontrer qu'il en est ainsi. Nos résultats permettent en outre d'émettre des suggestions en vue de suivis ultérieurs. Ainsi, il serait judicieux, pour gagner du temps et des ressources, de se concentrer sur les nids fréquemment prédatés (annexe 7) et présentant une hauteur d'eau inférieure à 20 cm, surtout s'ils sont à une hauteur accessible aux ratons laveurs. Ceux-ci pouvant mesurer de 63,4 à 105 cm (Zeveloff, 2002), seuls les nids situés à une hauteur inférieure ou égale à environ 1m ainsi que les nids faciles à atteindre par le procyonidé via des appuis aux alentours pourraient être considérés comme étant à risque. Vu la nature opportuniste du raton laveur (Gehring & Swihart, 2003; Lotze & Anderson, 1979; Zeveloff, 2002), un suivi à long terme pourrait permettre de conclure si la prédation par le raton laveur est avérée et problématique pour la dynamique de population du cincle plongeur, si elle est systématique ou non, et si les variations des conditions hydrologiques d'une année à l'autre influencent le risque de prédation potentiel du raton laveur sur le cincle plongeur.

4.4.2. Installation de la caméra

Les caméras installées pour détecter les différents prédateurs au nid semblent bien remplir cette fonction, mais détectent parfois difficilement le cincle plongeur étant donné la proximité de la caméra au nid, la vitesse de détection des caméras, la capacité de celles-ci à détecter de petites espèces. Par exemple, une caméra a capté un geai des chênes à 8 mètres du nid, mais a rarement détecté la présence du cincle. De plus, la détection du geai n'a eu lieu que lorsque l'individu était déjà sur le nid, le déclenchement de la caméra ayant été retardé par rapport à son entrée dans le champ de détection (Trolliet et al., 2014). Les caméras qui ont été les plus efficaces pour analyser l'activité du cincle et des prédateurs sont situées à environ 5 mètres du nid, et privilégient une vue en contre-plongée vers le trou d'envol du nid, tout en capturant le cours d'eau et les rebords environnants où le passage de mustélidés, procyonidés, rongeurs et autres animaux peut être détecté. Le suivi est d'autant plus efficace lorsque le site présente des roches affleurantes ou une faible hauteur d'eau, permettant au cincle de s'y poser ou d'y chasser, ce qui augmente les possibilités de détection des allers-retours au nid. Cette configuration optimale est réalisable sous les petits ponts, mais devient difficile, voire impossible, lorsque l'espace sous le pont est large et élevé. Si l'objectif est uniquement d'analyser la prédation par le raton laveur, la caméra peut être positionnée à 10 mètres, mais une vérification du nid ou une observation directe à l'aide de jumelles sera nécessaire pour confirmer l'activité du cincle. Les caméras peuvent détecter la présence des juvéniles dans le nid, mais pas l'envol ni l'activité post-nidification. Une observation directe des jeunes après l'envol sera donc nécessaire pour évaluer leur survie. Et si un suivi spécifique devait être opéré après l'envol, il conviendrait de baguer les oiseaux avec des bagues de couleur dans le cadre d'un projet spécifique pour en faciliter la relecture à distance, aux jumelles.

Fait important, il n'y a pas eu d'abandon du nid ou de la couvée, que les caméras utilisées dans le cadre de cette étude aient été installées lors de la construction du nid, au stade des œufs, ou juste après l'éclosion, ou encore plus ou moins proches du nid. Walsh (2018), qui a suivi

indirectement l'activité du cincle sur des rochers, n'a pas non plus mentionné de comportement néophobe de cette espèce envers les caméras. Il semble donc qu'il y ait une flexibilité élevée dans le placement des caméras pour cette espèce très tolérante. Cependant, il est important de noter que si l'activité intense du cincle est photographiée par la caméra, cela entraîne aussi de nombreux déclenchements photographiques, accélère l'usure des piles, nécessitant une visite toutes les deux semaines au lieu d'une visite mensuelle. Cela augmente les risques de perturbations humaines, qui peuvent quand même être une cause significative d'échec de nidification chez le cincle (Shaw, 1978; Tyler & Ormerod, 1994). Bien que l'installation de caméras sur les sites de nidification puisse potentiellement influencer le comportement des prédateurs et, par conséquent, le succès de la nidification (Richardson et al., 2010), l'analyse des images montre que le raton laveur a seulement interagi avec la caméra dans quatre séquences (Figure 24), dont deux uniquement sur des nids actifs, sans qu'aucun comportement d'alerte ne soit observé. La présence de la caméra ne semble donc pas avoir affecté le comportement du raton laveur non plus, celui-ci ne montrant pas de néophobie particulière à son égard, un détail qui n'a pas non plus été mentionné dans diverses études utilisant des caméras-pièges pour suivre cette espèce (Croston et al., 2018; DeGregorio et al., 2016; Fiderer et al., 2019; Kays et al., 2021; Kolowski & Forrester, 2017; Picman et al., 1993; Renard, P., 2022).



Figure 24 : Détection de la caméra par le raton laveur.

Cette information est particulièrement pertinente dans le cas des nids pour lesquels la visibilité par caméra est limitée. Le seul nid suivi cette année, connu pour ses échecs répétés, a de nouveau échoué. Bien que deux cincles aient été observés actifs au début de la saison de reproduction, aucun œuf n'a été découvert après l'installation de la caméra. La caméra, orientée uniquement sur le nid, n'a pas détecté de raton laveur tentant de l'atteindre. Le passage de l'animal dans le cours d'eau n'a pas pu être évalué, mais la découverte de deux individus de rats laveurs morts à l'extrémité du pont suggère une présence potentielle à proximité de ce nid. De plus, un trou d'approximativement 10 cm de diamètre situé à côté du nid, dont la profondeur reste inconnue, pourrait être un facteur de risque. La configuration de la caméra ne permettait de voir que les pattes et le bas du ventre du cincle, rendant difficile la détection d'une éventuelle prédation par des rongeurs. Ce site présente aussi des conditions hydrologiques particulières, avec une hauteur d'eau unique, variant de 3 à 7 cm. Un placement différent de la caméra, plus proche du nid, aurait peut-être permis d'éliminer ou de confirmer la prédation par les rongeurs comme cause de l'échec de la nidification mais celui-ci pourrait être dû à une cause autre que de la prédation.

Dans le cadre d'une future installation de caméras sur un cours d'eau, étant donné que la hauteur d'eau est un paramètre important, il sera utile de configurer un déclenchement automatique à heure fixe pour obtenir une estimation journalière fiable de cette hauteur à l'aide d'un piquet gradué visible dans le champ de la caméra. Ceci permettrait de limiter les prises de mesures de hauteur d'eau régulières. Le déclenchement des caméras ne permet pas toujours de capturer l'ensemble des déplacements des rats laveurs, ce qui peut conduire à des

observations où un individu semble partiellement immergé, non pas en raison de la hauteur de l'eau, mais à cause de son comportement de prospection dans le lit de la rivière.

Une étude plus approfondie, visant à mieux comprendre la relation entre le cincle et le raton laveur, pourrait inclure une analyse du régime alimentaire et/ou une étude par radiotélémétrie pour mieux comprendre l'utilisation des passages sous les ouvrages d'art, notamment en ce qui concerne l'augmentation de la présence du raton laveur au fil du temps. Si une plus grande attention est portée aux comportements des oiseaux, l'utilisation d'une caméra plus performante dans la détection des petites espèces pourrait également être envisagée.

4.5. Conservation

4.5.1. Pose de nichoir

Dans un premier temps, la solution la plus simple pour limiter les risques de prédation du raton laveur sur les nidifications de cincle, consiste à optimiser le placement des nichoirs. Un seul nichoir sur les 6 suspendus à un arbre surplombant l'eau a eu un certain succès par le passé, tandis qu'un autre, suspendu à une branche, a été visité par un mustélide bien qu'il soit vide, ce qui fait de ces sites de reproduction des options peu recommandables (Figure 25). Parmi les nichoirs situés à moins d'un mètre du fond du lit de la rivière, l'un est régulièrement prédaté depuis plusieurs années, et l'autre montre des signes de tentatives d'accès par un mustélide et un raton laveur. Bien qu'aucun raton laveur n'ait été observé en interaction directe avec les nids, il est prudent de placer les nichoirs au-delà de la hauteur maximale atteignable par cet animal, soit 105 cm (Zeveloff, 2002) pour autant qu'il n'y ai pas de promontoire accessible, et ce même si cette distance sous-estime sûrement la capacité du raton laveur à atteindre le nid dans le cas où il trouve des possibilités de grimper voire de s'appuyer à un support. Le placement optimal pour éviter la prédation du raton laveur permet également de protéger les nids des attaques du héron cendré, actuellement présumé innocent (Hancock, 1984), et de réduire les risques de destruction causés par les crues (Tyler & Ormerod, 1994). Les nids étant majoritairement situés à moins de 2 mètres au-dessus de l'eau (Roché & Andurain, 1995; Shaw, 1978), il n'est pas nécessaire de les installer systématiquement à la hauteur maximale.



Figure 25 : Accès au nichoir de la part d'une fouine/martre. Nichoir suspendu à une branche d'arbre déconseillé.

Le choix du type de nichoir à utiliser mérite aussi qu'on s'y attarde. En effet, il n'existe pas de standardisation des nichoirs en Wallonie, sauf sur quelques cours d'eau spécifiques. À l'exception des nichoirs suspendus entre des arbres ou sans toit, la plupart présentent des traces de présence antérieure du cincle plongeur. D'autres nids, bien que connus pour être utilisés, n'ont montré aucune trace de présence récente du cincle lorsqu'ils étaient placés à l'entrée d'un pont orienté vers l'extérieur. Parfois, la structure du nichoir et son emplacement semblaient

théoriquement adéquats, mais le cincle a préféré nicher directement sur une structure du pont, comme cela a également été observé sur le Suzon et l'Ouche (Maire, 2020). Il existe aussi certains cas particuliers, comme ceux du ruisseau de Forge de Prince, où les trois nids occupés cette année sont des réutilisations de nids naturels construits au-dessus des nichoirs, qui eux-mêmes présentent des signes d'utilisation antérieure par le cincle. Le type et le positionnement des nichoirs semblent donc influencer le choix de nidification du cincle. Toutefois, une étude approfondie sur les macro-invertébrés influençant la présence du cincle (Maznikova et al., 2024; Sarà et al., 1994; Tyler & Ormerod, 1994), ainsi que sur les conditions environnementales telles que le débit hydrologique (Faragó & Hangya, 2012; Nilsson et al., 2020) ou la qualité biochimique liée à la pollution (Maznikova et al., 2024; Sorace et al., 2002), sans oublier les perturbations humaines potentielles qui pourraient causer du stress à l'animal (Tyler & Ormerod, 1994), permettrait de mieux comprendre les conditions optimales pour le placement des nichoirs. Des tubes en PVC de 40 cm de longueur et de 20 cm de diamètre, séparés au centre par une planche selon les recommandations du projet IRD Duhalow LIFE (2015), ont été financés par le contrat de rivière Meuse Aval et seront installés avant la prochaine période de nidification. Parmi les nichoirs en bois cassés découverts lors de la prospection, les attaches sont souvent restées en place, bien qu'une ou deux planches manquaient (Figure 26). Le PVC, étant plus résistant à l'humidité que le bois et offrant une bonne durabilité (Li et al., 2022), pourrait potentiellement mieux résister aux crues, bien que cela reste à démontrer en tant que matériau pour les nichoirs. Le coût, y compris le matériel nécessaire pour l'attache, est estimé à environ 20 €. Coppee (2007) propose d'autres solutions pour la gestion de l'espèce avec des coûts variables. Comme énoncé dans ce guide et observé sur le terrain, une simple planche reliant deux fines poutres suffit parfois pour que le cincle s'y installe (Figure 26).



Figure 26 : Ancien nichoir en PVC et planche utilisés par le cincle plongeur ; nichoir en bois cassé par une crue.

Bien que le cincle soit avantagé dans l'utilisation des nichoirs grâce à sa ponte précoce et à sa domination sur le troglodyte et la bergeronnette lors de la défense du territoire (Kaiser, 1988), certains nichoirs sont néanmoins occupés par ces espèces (Hourlay, 2011; Shaw, 1978; Tyler & Ormerod, 1994). Il arrive que certains nichoirs soient obstrués par des matériaux de construction, ce qui pourrait s'expliquer par le fait que les Bergeronnettes des ruisseaux réaménagent d'anciens nids (del Hoyo et al., 2004) et que des nids de troglodytes se forment également. Il pourrait donc être nécessaire de procéder à un nettoyage plus régulier des nichoirs à la fin de la saison de nidification pour faciliter l'installation du cincle et, si celui-ci n'utilise pas le nichoir, permettre aux autres espèces de s'y réinstaller plus facilement. A noter également qu'au vu de la part importante de nids de cincle découverts sous les ouvrages d'art, il reste très utile d'installer des nichoirs dans ce type d'infrastructure.

4.5.2. Régulation locale ?

Selon Martin et al. (2010) et Beinlich (2012), une régulation locale du raton laveur pourrait potentiellement protéger certaines espèces aviaires indigènes, mais seulement si l'élimination annuelle des prédateurs est maintenue, ce qui est souvent difficile à long terme et coûteux (Goodrich & Buskirk, 1995). Dans le cas de l'utilisation de pièges létaux, il est d'autant plus important de veiller à ne pas nuire aux espèces indigènes via des captures collatérales (Wittenberg et al., 2005). Ici même, bien que les mustélidés ne soient pas présents dans l'eau, ils ont été observés sur différents sites longeant les cours d'eau. La gestion des populations de raton laveur est cruciale dans les habitats vulnérables (Beinlich, 2012). En Wallonie, la grenouille rousse, l'écrevisse à pattes rouges (*Astacus astacus*) et la moule perlière (*Margaritifera margaritifera*) sont des espèces qui vivent dans les cours d'eau et pour lesquelles il existe peut-être un risque lié à la prédation par le raton laveur. Des monitorings sont en cours pour évaluer certaines de ces menaces. Bien que les preuves de la responsabilité directe du raton laveur dans la diminution de ces populations soient encore limitées (Schockert, 2017 ; 2023), nos résultats concernant le paramètre « hauteur d'eau » soulignent l'importance du suivi dans des conditions hydrologiques favorable au passage du raton laveur.

Le bassin versant de la Meuse Aval se trouve dans la province de Liège, où les observations de rats laveurs sont nombreuses (Figure 2). Ainsi, la présence de l'espèce sur l'ensemble du Hoyoux et de ses affluents n'est pas une surprise. En revanche, dans le bassin de la Meuse Amont, bien que les données montrent une dispersion plus limitée dans cette région, le raton laveur est également présent sur l'ensemble des cours d'eau d'intérêt et leurs affluents. En comparant le nombre de rats laveurs observés par caméra au nombre total de sites surveillés, on constate que dans le bassin de la Meuse aval, 17 caméras ont été installées, parmi lesquelles 10 ont détecté des rats laveurs, soit 58,82 % de présence. Dans le bassin de la Meuse amont, 23 caméras ont été installées, avec des observations de rats laveurs sur 12 d'entre elles, soit 52,17 % de présence. Par ailleurs, chaque bassin a révélé 4 indices de présence de rats laveurs à proximité des sites de nidification. Enfin, dans le cadre de cette étude, la différence de présence du raton laveur entre les deux bassins versants n'est pas hautement significative. Le raton laveur semble donc avoir progressé au sein du bassin de la Meuse Amont alors qu'on le pensait encore relativement rare, bien qu'il reste encore relativement discret dans les agglomérations, selon le DNF local (Dewitte, 2018) et le bagueur de cincles plongeurs attiré à cette zone (Michel Ittelet, communication personnelle). Dans le cas d'une gestion de l'espèce, celle-ci ne devrait donc pas s'appliquer uniquement au Hoyoux.

Au vu des résultats de cette étude, le coût en temps et en argent associé à l'éradication des individus (Costello et al., 2022; Mazzamuto et al., 2020) ne semble pas justifié, d'autant plus que la protection des nids s'avère parfois plus efficace (Zeweloff, 2002). Néanmoins, si des gestionnaires locaux contribuaient à cette limitation, cela pourrait être de nature à diminuer encore le risque de prédation.

5. Conclusion

Un maximum de nids de cincle plongeur a été recherché dans les bassins versants de la Meuse amont et de la Meuse aval en ce printemps 2024. Ceux qui ont pu être détectés étaient uniquement situés sous des ouvrages d'art, faute de détection de nids naturels. Le suivi par piège photographique de ces 29 nids de cincles plongeurs durant toute la période de nidification n'a pas révélé de preuves de prédation par le raton laveur que ce soit à la première ou à la seconde nidification de l'espèce. Cela tend à indiquer une influence limitée du procyonidé sur le succès reproducteur du cincle plongeur en Wallonie en 2024. Cependant, cette étude a eu lieu dans des conditions hydrologiques particulières caractérisées par des niveaux d'eau significativement plus élevés qu'au cours des 5 dernières années. De plus, l'impact potentiel du procyonidé sur les jeunes cincles après leur envol et sur les nids naturels reste toutefois à explorer.

La hauteur d'eau influence significativement le passage du raton laveur : il franchit aisément une profondeur de 0 à 20 cm et semble découragé lorsqu'elle dépasse 40 cm. Il privilégie les voies à pied sec pour se nourrir ou traverser le cours d'eau, plutôt que de s'immerger dans une eau profonde, probablement en lien avec un débit soutenu qui complique sa nage. C'est toutefois le seul mammifère prédateur potentiel de nids observé à se déplacer et à se nourrir dans l'eau, à l'exception des rongeurs traversant d'une rive à l'autre. Il est donc tout à fait capable de s'attaquer à des nids situés en bordure de rivière. Cependant, il ne faut pas négliger la prédation potentiel par les espèces indigènes comme les mustélidés, qui accèdent aux nids par la terre ferme, ou le geai des chênes, capable de commettre des prédateurs sur des sites inaccessibles au raton laveur. Les conditions hydrologiques variant d'une année à l'autre, le risque de prédation associé au raton laveur pourrait être plus important dans des conditions de hauteur d'eau plus faibles que celles observées cette année. En raison de ces variations, une étude sur l'impact de cette espèce affectionnant les bords de cours d'eau mériterait d'être réalisée sur plusieurs années.

L'écologie du cincle plongeur ne semble pas faciliter la détection de ses nids par le raton laveur. En effet, cet oiseau niche souvent au-dessus de rivières à fort débit, où l'eau peut être profonde en fonction des caractéristiques du site de nidification, rendant ces environnements peu propices aux approches du raton laveur. De plus, l'activité des deux espèces ne se chevauche principalement que durant quelques heures matinales à la fin du printemps, limitant ainsi les interactions potentielles. Enfin, le nettoyage naturel des fientes sur les roches par les crues et le bruit constant des cours d'eau rendent encore plus difficile la localisation des nids par ce prédateur, cela étant d'autant plus vrai en condition de hauteur d'eau importante. Le raton laveur semble être davantage présent lors de la deuxième période de nidification, moment où le nombre de nids actifs de cincle plongeur est plus faible, ce qui réduit le risque de rencontres fortuites.

Les nichoirs présents sur les tronçons suivis n'ont montré aucune preuve qu'ils pourraient constituer des pièges écologiques. Toutefois, il est important de noter la grande variabilité observée en termes de type, de forme et de positionnement des nichoirs. Cette diversité soulève des questions quant à l'efficacité relative de chaque configuration. Bien que le succès de la nidification ait été constaté dans tous les types de dispositifs, une étude comparative approfondie, tenant compte des conditions environnementales spécifiques, serait nécessaire pour déterminer les conditions optimales de nidification en vue de privilégier les nichoirs les plus adaptés à l'espèce à l'échelle de la Wallonie, garantissant ainsi des pratiques de conservation plus efficaces et uniformes.

Bien que le raton laveur n'ait pas montré d'intérêt et donc de risque élevé de prédation pour les nids de cincle plongeur dans cette étude, sa présence est confirmée sur l'ensemble des deux bassins versants, avec une progression évidente de sa dispersion dans l'Ouest de la Région wallonne. Ceci souligne l'importance de continuer à surveiller de près cette espèce voire d'accentuer le suivi à l'ouest de la Meuse où sa présence est peut-être sous-estimée.

6. Bibliographie

- Abe, G., Ikeda, T., & Tatsuzawa, S. (2006). Differences in habitat use of the native raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides albus*) and the invasive alien raccoon (*Procyon lotor*) in the Nopporo Natural Forest Park, Hokkaido, Japan. Department of Regional Sciences, Faculty of Letters, Hokkaido University, 116-121.
- Adler, D., Kelly, T., Elliott, T., & Adamson, J. (2024). vioplot : Violin plot (Version 0.5.0) [Logiciel]. <https://github.com/TomKellyGenetics/vioplot>, consulté le 14 mai 2024.
- AFSCA. (s. d.). La rage | Agence fédérale pour la sécurité de la chaîne alimentaire. Consulté le 17 juillet 2024, à l'adresse <https://favv-afsa.be/fr/themes/animaux/sante-animale/maladies-animales/la-rage>
- Aliev, F. F., & Sanderson, G. C. (1966). Distribution and Status of the Raccoon in the Soviet Union. *The Journal of Wildlife Management*, 30(3), 497-502.
- Asano, M., Matoba, Y., Ikeda, T., Suzuki, M., Asakawa, M., & Ohtaishi, N. (2003). Reproductive characteristics of the feral raccoon (*Procyon lotor*) in Hokkaido, Japan. *The Journal of Veterinary Medical Science*, 65(3), 369-373.
- Aubrecht, G. (1985). Der Waschbär, *Procyon lotor* (Linne, 1758), in Österreich (Mammalia Austriaca 11). 30, 243-257.
- Aubry, M.-P. (s. d.). Cénozoïque. *Encyclopædia Universalis*. Consulté le 6 juin 2024, à l'adresse <https://www.universalis.fr/encyclopedia/cenozoique/>
- Austin, J., Chamberlain, M. J., Leopold, B. D., & Jr, L. W. B. (2004). An evaluation of EGGTM and wire cage traps for capturing raccoons. *Wildlife Society Bulletin*, 32(2), 351-356.
- Bartoszewicz, M., Okarma, H., Zalewski, A., & Szczęsna, J. (2008). Ecology of the Raccoon (*Procyon lotor*) from Western Poland. *Annales Zoologici Fennici*, 45(4), 291-298.
- Beasley, J. C., Devault, T. L., & Rhodes, O. E. (2007). Home-Range Attributes of Raccoons in a Fragmented Agricultural Region of Northern Indiana. *The Journal of Wildlife Management*, 71(3), 844-850.
- Beasley, J. C., Dharmarajan, G., & Rhodes Jr., O. E. (2015). Melding kin structure and demography to elucidate source and sink habitats in fragmented landscapes. *Ecosphere*, 6(4), 1-15.
- Beasley, J., Olson, Z., Dharmarajan, G., Eagan, T., & Rhodes, O. (2011). Spatio-temporal variation in the demographic attributes of a generalist mesopredator. *Landscape Ecology*, 26, 937-950.
- Beinlich, V. B. (2012). Management des Waschbären (*Procyon lotor*) in Schutzgebieten des Kreises Höxter (NRW). *Beiträge zur Naturkunde zwischen Egge und Weser*, 23, 71-81.
- Bekker, D., Pekel, M., & Montizaan, M. (2017). Voortplanting wasbeer in Nederland een feit|De Zoogdiervereniging. <https://www.zoogdiervereniging.nl/actueel/nieuws/voortplanting-wasbeer-nederland-een-feit>, consulté le 8 juin 2024.

- Bellard, C., Cassey, P., & Blackburn, T. M. (2016). Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters*, 12(2).
- Beltrán-Beck, B., García, F., & Gortázar, C. (2011). Raccoons in Europe : Disease hazards due to the establishment of an invasive species. *European Journal of Wildlife Research*, 58.
- Berglund, H., Järemo, J., & Bengtsson, G. (2013). Associations of invasive alien species and other threats to IUCN Red List species (Chordata : Vertebrates). *Biological Invasions*, 15(5), 1169-1180.
- BirdLife International. (2015). European Red List of Birds. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- BirdLife International. (2021). European Red List of Birds. Luxembourg : Publications Office of the European Union.
- Bolker, B., Brooks, M., Clark, C., Geange, S., Poulsen, J., Stevens, H., & White, J.-S. (2009). Generalized Linear Mixed Models : A Practical Guide for Ecology and Evolution. *Trends in ecology & evolution (Personal edition)*, 24, 127-135.
- Bozek, C. K., Prange, S., & Gehrt, S. D. (2007). The influence of anthropogenic resources on multi-scale habitat selection by raccoons. *Urban Ecosystems*, 10(4), 413-425.
- Branquart, E. (2009). Guidelines for environmental impact assessment and list classification of non-native organisms in Belgium. *ISEIA Guidel. Harmon. Inf. Syst.* 1–4.
- Branquart, E., Adant, S., Libois, R., Manet, B., Motte, G., & Schockert, V. (2008). Vers un plan d'action contre les espèces exotiques envahissantes en Région wallonne : Le cas du Raton laveur (*Procyon lotor*). *Forum belge sur les espèces invasives*.
- Brooks, M. E., Kristensen, K., van Benthem, K. J., & Magnusson, A. (2017). glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal*, 9, 378-400.
- Bryant, D. M., & Newton, A. V. (1996). Dominance and survival of dippers *Cinclus cinclus*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 38(3), 173-181.
- Bureš, S., Baláž, M., Slavkovská, D., & Weidinger, K. (2023). Post-Fledging Survival and Dispersal of the White-Throated Dipper *Cinclus cinclus*. *Acta Ornithologica*, 57(2), 125-133.
- Byrne, M., & Chamberlain, M. (2011). Seasonal Space Use and Habitat Selection of Adult Raccoons (*Procyon lotor*) in a Louisiana Bottomland Hardwood Forest. *The American Midland Naturalist*, 166, 426-434.
- Cavanaugh, J. E., & Neath, A. A. (2019). The Akaike information criterion : Background, derivation, properties, application, interpretation, and refinements. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics*. 11(3).
- Chamberlain, M., Austin, J., Leopold, B., & Burger, L. (2009). Effects of Landscape Composition and Structure on Core Use Areas of Raccoons (*Procyon Lotor*) in a Prairie Landscape. *The American Midland Naturalist*, 158, 113-122.

- Chamberlain, M. J., Conner, L. M., Leopold, B. D., & Hodges, K. M. (2003). Space Use and Multi-Scale Habitat Selection of Adult Raccoons in Central Mississippi. *The Journal of Wildlife Management*, 67(2), 334-340.
- Chitwood, M. C., Lashley, M. A., Higdon, S. D., DePerno, C. S., & Moorman, C. E. (2020). Raccoon Vigilance and Activity Patterns When Sympatric with Coyotes. *Diversity*, 12(9), Article 9.
- Cichocki, J., Ważna, A., Bator-Kocoł, A., Lesiński, G., Grochowalska, R., & Bojarski, J. (2021). Predation of invasive raccoon (*Procyon lotor*) on hibernating bats in the Nietoperek reserve in Poland. *Mammalian Biology*, 101(1), 57-62.
- Coppee, J.-L., & Noiret, C. (2007). Guide technique pour l'intégration de gîtes de nidification pour le cincle plongeur (*Cinclus cinclus*) et la bergeronnette des ruisseaux (*Motacilla cinerea*) dans les ponts, barrages et autres ouvrages de stabilisation des berges le long des cours d'eau. Region Wallonne - Direction des cours d'Eau non navigables.
- Coppee, J.-L., Noiret, C., & Reuter, G. (2010). Cincle plongeur, *Cinclus cinclus*. In J.-P. Jacob, C. Dehem, A. Burnel, J. L. Dambiermont, M. Fasol, T. Kinet, D. Van Der Elst, & J.-Y. Paquet (Éds.), *Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007* (p. 300-301). Aves et la Région Wallonne.
- Costello, K., Nunes, A.L., Varga, Z., & Smith, K. (2022). Compilation of case studies on the management of vertebrate invasive alien species of Union concern (and others), collected through an online questionnaire. IUCN.
- Cowan, W. (1973). Ecology and Life History of the Raccoon (*Procyon lotor hirtus* Nelson and Goldman) in the Northern Part of its Range. *Theses and Dissertations*, 3622.
- Crooks, K. R. (2002). Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. *Conservation Biology*, 16(2), 488-502.
- Croston, R., Ackerman, J., Herzog, M., Kohl, J., Hartman, A., Peterson, S., Overton, C., Feldheim, C., & Casazza, M. (2018). Duck nest depredation, predator behavior, and female response using video. *The Journal of Wildlife Management*, 82, 1014-1025.
- Cunze, S., Klimpel, S., & Kochmann, J. (2023). Land cover and climatic conditions as potential drivers of the raccoon (*Procyon lotor*) distribution in North America and Europe. *European Journal of Wildlife Research*, 69(62), 1-19.
- Czapulak, V. N., Ormerod, S. J., & Gómez-Serrano, M. Á. (2024). Birds as bioindicators of river pollution and beyond: Specific and general lessons from an apex predator. *Ecological Indicators*, 158, 1-11.
- D'Amico, F., Boitier, E., & Marzolin, G. (2003). Timing of onset of breeding in three different Dipper *Cinclus cinclus* populations in France. *Bird Study*, 50(2), 189-192.
- Daněk, O., Lesiczka, P. M., Hammerbauerova, I., Volfova, K., Juránková, J., Frgelecová, L., Modrý, D., & Hrazdilova, K. (2023). Role of invasive carnivores (*Procyon lotor* and *Nyctereutes procyonoides*) in epidemiology of vector-borne pathogens: Molecular survey from the Czech Republic. 16, 1-14.

- Daulne, J.-M. (1990). Distribution du Cincle plongeur (*Cinclus cinclus*) dans le bassin de l'Aisne (province du Luxembourg). *Aves*, 27, 27-38.
- De Sousa, T. (2020). Plan d'action pour espèces exotiques envahissantes au Grand-Duché de Luxembourg : Le Raton laveur, *Procyon lotor* (Linnaeus, 1758) (p. 23). Administration de la nature et des forêts.
- DeGregorio, B. A., Chiavacci, S. J., Benson, T. J., Sperry, J. H., & Weatherhead, P. J. (2016). Nest Predators of North American Birds : Continental Patterns and Implications. *BioScience*, 66(8), 655-665.
- del Hoyo, J., Elliott, A., & Christie, D. (2004). Handbook of the Birds of the World, vol. 9 : Cotingas to Pipits and Wagtails (Lynx Edicions).
- del Hoyo, J., Elliott, A., & Christie, D. (2005). Handbook of the Birds of the World, vol. 10 : Cuckoo-shrikes to Thrushes (Lynx Edicions).
- Deutscher Jagdverband. (2017). Eingeschleppte Arten breiten sich weiter aus. Deutscher Jagdverband. <https://www.jagdverband.de/eingeschleppte-arten-breiten-sich-weiter-aus>, consulté le 17 avril 2024.
- Dewitte, T. (2018). Le raton laveur (*Procyon lotor*) est-il à nos portes. *Natagora*, 14-16.
- Dueser, R. D., Martin, J. D., & Moncrief, N. D. (2018). Essai en enclos de l'aversion alimentaire conditionnée induite par les œstrogènes pour les œufs chez les ratons laveurs (*Procyon lotor*). *Applied Animal Behaviour Science*, 201, 93-101.
- Duscher, T., Hodžić, A., Glawischnig, W., & Duscher, G. G. (2017). The raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) and the raccoon (*Procyon lotor*)—Their role and impact of maintaining and transmitting zoonotic diseases in Austria, Central Europe. *Parasitology Research*, 116(4), 1411-1416.
- Emmet, R. L., Long, R. A., & Gardner, B. (2021). Modeling multi-scale occupancy for monitoring rare and highly mobile species. *Ecosphere*, 12(7), 1-14.
- Engelmann, A., Köhnemann, B., & Michler, F.-U. F. (2011). Nahrungsökologische Analyse von Exkrementen gefangener Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) aus dem Müritz-Nationalpark (Mecklenburg-Vorpommern) unter Berücksichtigung individueller Parameter. *Beitr. Jagd- u. Wildforsch.*, Bd. 36, 587-604.
- Etat de l'environnement wallon. (2020). Etat biologique des masses d'eau de surface. <http://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/EAU%203.html>, consulté le 17 juin 2024.
- European commission. (2024). Espèces exotiques envahissantes—Commission européenne. Consulté 18 juillet 2024, à l'adresse https://environment.ec.europa.eu/topics/nature-and-biodiversity/invasive-alien-species_en
- European commission. (2021). Report from the commission to the European parliament and the council on the review of the application of Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council of 22 October 2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species. EUR-Lex.

- Ewer, R. F. (avec Internet Archive). (1973). The carnivores. Ithaca, N.Y., Cornell University Press.
- Faragó, S., & Hangya, K. (2012). Effects of water level on waterbird abundance and diversity along the middle section of the Danube River. *Hydrobiologia*, 697(1), 15-21.
- Fiderer, C., Göttert, T., & Zeller, U. (2019). Spatial interrelations between raccoons (*Procyon lotor*), red foxes (*Vulpes vulpes*), and ground-nesting birds in a Special Protection Area of Germany. *European Journal of Wildlife Research*, 65(1), 14.
- Fischer, M. L., Hochkirch, A., Heddergott, M., Schulze, C., Anheyer-Behmenburg, H. E., Lang, J., Michler, F.-U., Hohmann, U., Ansorge, H., Hoffmann, L., Klein, R., & Frantz, A. C. (2015). Historical Invasion Records Can Be Misleading : Genetic Evidence for Multiple Introductions of Invasive Raccoons (*Procyon lotor*) in Germany. *PLoS ONE*, 10(5).
- Fischer, M., Sullivan, M., Greiser, G., Guerrero-Casado, J., Heddergott, M., Hohmann, U., Keuling, O., Lang, J., Martin, I., Michler, F.-U. F., Winter, A., & Klein, R. (2016). Assessing and predicting the spread of non-native raccoons in Germany using hunting bag data and dispersal weighted models. *Biological Invasions*, 18.
- Fisher, C. (2007). Ecology of Raccoons in Central Alabama : A Study of Survival, Space Use, and Habitat Selection [Thesis].
- Frantz, A., Cyriacks, P., & Schley, L. (2005). Spatial behaviour of a female raccoon (*Procyon lotor*) at the edge of the species' European distribution range. *European Journal of Wildlife Research*, 51, 126-130.
- Freeman, E. A., & Moisen, G. (2008). PresenceAbsence : An R Package for Presence-Absence Model Analysis. *Journal of Statistical Software*, 23(11), 1-31.
- Frey, S. N., & Conover, M. R. (2006). Habitat Use by Meso-Predators in a Corridor Environment. 70(4), 1111-1118.
- Friesen, L., Casbourn, G., Martin, V., & Mackay, R. (2013). Nest predation in an anthropogenic landscape. *The Wilson Journal of Ornithology*, 125, 562-569.
- Fritzell, E. K. (1978a). Aspects of raccoon (*Procyon lotor*) social organization. *Canadian Journal of Zoology*, 56(2), 260-271.
- Fritzell, E. K. (1978b). Habitat Use by Prairie Raccoons during the Waterfowl Breeding Season. *The Journal of Wildlife Management*, 42(1), 118-127.
- Gabrys, G., Nowaczyk, J., Ważna, A., Kościelska, A., Nowakowski, K., & Cichocki, J. (2014). Expansion of the raccoon *Procyon lotor* in Poland. *Acta Biologica*, 21.
- García, J. T., García, F. J., Alda, F., González, J. L., Aramburu, M. J., Cortés, Y., Prieto, B., Pliego, B., Pérez, M., Herrera, J., García-Román, L., García, J. T., García, F. J., Alda, F., González, J. L., Aramburu, M. J., Cortés, Y., Prieto, B., Pliego, B., ... García-Román, L. (2012). Recent invasion and status of the raccoon (*Procyon lotor*) in Spain. *Biological Invasions*, 14(7).

- Gautrelet, M. (2023). Étude de l'éco-éthologie du Raton laveur (*Procyon lotor*) en France. Centre de ressources. <http://especes-exotiques-envahissantes.fr/etude-de-leco-ethologie-du-raton-laveur-en-france/>, consulté le 26 mai 2024.
- GBIF. (2024). *Procyon lotor* (Linnaeus, 1758) - Belgium. https://www.gbif.org/occurrence/charts?country=BE&taxon_key=5218786. Consulté le 5 mai 2024.
- Gehring, T., & Swihart, R. (2003). Body size, niche breadth, and ecologically scaled responses to habitat fragmentation : Mammalian predators in an agricultural landscape. *Biological Conservation*, 109, 283-295.
- Gehrt, S. D., & Fritzell, E. K. (1997). Sexual differences in home ranges of raccoons. *Journal of Mammalogy*, 78(3), 921-931.
- Gehrt, S. D., & Fritzell, E. K. (1999). Behavioural aspects of the raccoon mating system : Determinants of consortship success. *Animal Behaviour*, 57(3), 593-601.
- Gehrt, S., & Fritzell, E. (1998). Duration of Familial Bonds and Dispersal Patterns for Raccoons in South Texas. *Journal of Mammalogy*, 79, 859.
- Geller, G. A. (2012). Notes on the Nest Predation Dynamics of *Graptemys* at Two Wisconsin Sites Using Trail Camera Monitoring. 11(2), 197-205.
- Geptner, V. G. (Vladimir G., Nasimovich, A. A., Bannikov, A. G., & Hoffmann, R. S. (avec Smithsonian Libraries). (1988). *Mammals of the Soviet Union*. Washington, D.C. : Smithsonian Institution Libraries and National Science Foundation.
- GIEC. (2023). Synthesis report of the IPCC sixth assessment report (AR6).
- Giles, L. W. (1942). Utilization of Rock Exposures for Den and Escape Cover by Raccoons. *The American Midland Naturalist*, 27(1), 171-176.
- Gillett, W. H., Hayward, J. L., & Stout, J. F. (1975). Effects of Human Activity on Egg and Chick Mortality in a Glaucous-Winged Gull Colony. *The Condor*, 77(4), 492-495.
- Goodrich, J. M., & Buskirk, S. W. (1995). Control of Abundant Native Vertebrates for Conservation of Endangered Species. *Conservation Biology*, 9(6), 1357-1364.
- Greenwood, R. J. (1981). Foods of Prairie Raccoons during the Waterfowl Nesting Season. *The Journal of Wildlife Management*, 45(3), 754-760.
- Guillera-Aroita, G., Morgan, B. J. T., Ridout, M. S., & Linkie, M. (2011). Species Occupancy Modeling for Detection Data Collected Along a Transect. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 16(3), 301-317.
- Hadidian, J., Prange, S., Rosatte, R., Riley, SPD., & Gehrt, SD. (2010). Raccoons (*Procyon lotor*). In Gehrt, SD., Riley, SPD., & Cypher, BL. (Éds.), *Urban carnivores : Ecology, conflict, and conservation* (p. 35-47). Baltimore : Johns Hopkins University Press.
- Hajzlerová, L., & Reif, J. (2014). Bird species richness and abundance in riparian vegetation invaded by exotic *Reynoutria* spp. *Biologia*, 69(2), 247-253.

- Hallett, J. G., O'Connell, M. A., Sanders, G. D., & Seidensticker, J. (1991). Comparison of Population Estimators for Medium-Sized Mammals. *The Journal of Wildlife Management*, 55(1), 81-93.
- Hamilton, W. J., Jr. (1951). Warm Weather Foods of the Raccoon in New York State. *Journal of Mammalogy*, 32(3), 341-344.
- Hancock, J. (avec Internet Archive). (1984). *The herons handbook*. Bloomsbury Publishing.
- Harman, D. M., & Stains, H. J. (1979). The raccoon (*Procyon lotor*) on St. Catherines Island, Georgia. 5, Winter, spring, and summer food habits. *American Museum of Natural History*, 2679, 1-24.
- Hart, M. A., Fisher, M., & Randklev, C. R. (2021). A cautionary tale about translocating mussels and implications for conservation : A case study from two river basins in central Texas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(4), 916-929.
- Hartig, F. (2022). DHARMA : Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models (Version 0.4.6) [Logiciel]. <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>, consulté le 20 mai 2024.
- Hartman, L. H., & Eastman, D. S. (1999). Distribution of introduced raccoons *Procyon lotor* on the Queen Charlotte Islands : Implications for burrow-nesting seabirds. *Biological Conservation*, 88(1), 1-13.
- Haubrock, P., Cuthbert, R., Yeo, D., Banerjee, A., Liu, C., Diagne, C., & Courchamp, F. (2021). Economic costs of invasive alien species across Europe. *NeoBiota*, 67, 153-190.
- Haynes, W. (2013). Bonferroni Correction. In W. Dubitzky, O. Wolkenhauer, K.-H. Cho, & H. Yokota (Éds.), *Encyclopedia of Systems Biology* (p. 154-154). Springer.
- Henze, S., & Henkel, U. (2007). Zum Einfluss des Waschbären auf den Graureiher-Brutbestand im ehemaligen Landkreises Bernburg. *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt*, 44(2), 45-52.
- Hermes, N., Köhnemann, B., Michler, F.-U. F., & Roth, M. (2011). Radiotelemetrische Untersuchungen zur Habitatnutzung des Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) im Müritz-Nationalpark. *Beitr. Jagd- u. Wildforsch.*, Bd. 36, 557-572.
- Heske, E. J., & Ahlers, A. A. (2016). Raccoon (*Procyon lotor*) Activity is Better Predicted by Water Availability than Land Cover in a Moderately Fragmented Landscape. *Northeastern Naturalist*, 23(3), 352-363.
- Hester, R. E., & Harrison, R. M. (2007). Biological invasions in Europe : Drivers, pressures, states, impacts and responses. In *Biodiversity Under Threat* (p. 56-80).
- Hill, J. E., Miller, M. L., Helton, J. L., Chipman, R. B., Gilbert, A. T., Beasley, J. C., Dharmarajan, G., & Jr, O. E. R. (2023). Raccoon spatial ecology in the rural southeastern United States. *PLOS ONE*, 18(11).
- Hirsch, B. T., Prange, S., Hauver, S. A., & Gehrt, S. D. (2013). Raccoon Social Networks and the Potential for Disease Transmission. *PLoS ONE*, 8(10).

- Hoffmann, C. O. (1979). Weights of Suburban Raccoons in Southwestern Ohio. *Ohio Journal of Science*, 79, 139-142.
- Hohmann, U., Gerhard, R., & Kasper, M. (2000). Home range size of adult raccoons (*Procyon lotor*) in Germany. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 65(2), 124-127.
- Hohmann, U., Voight, S., & Andreas, U. (2002). Raccoons take the offensive. A current assessment. In I. Kowarik & U. Starfinger (Éds.), *Biologische Invasionen, herausforderung zum Handeln ? Neobiota 1* (p. 191-192).
- Hoover, J. P. (2006). Water depth influences nest predation for a wetland-dependent bird in fragmented bottomland forests. *Biological Conservation*, 127(1), 37-45.
- Horváth, R. (2002). The diet of dippers (*Cinclus cinclus*) in the Aggtelek karst. *Tiscia*, 33, 59-66.
- Hosmer, D. W., & Lemeshow, S. (2004). *Applied Logistic Regression* (2^e éd.). John Wiley & Sons.
- Hourlay, F. (2011). Impacts des changements climatiques passés et présents sur la génétique et la démographie du Cincle plongeur (*Cinclus cinclus*). Université de Liège.
- Hrčková, L., Balážová, M., Országhová, Z., & Baláž, M. (2019). *Troglodytes troglodytes* – probable destructor of eggs of *Cinclus cinclus*. *Biologia*, 74(6), 691-694.
- Humberg, L. A., DeVault, T., Macgowan, B., Beasley, J., & Rhodes, O. (2007). Crop depredation by wildlife in northcentral Indiana. *Proceedings of the Ninth National Wild Turkey Symposium*, 199-205.
- Ikeda, T., Asano, M., Matoba, Y., & Abe, G. (2004). Present status of invasive alien raccoon and its impact in Japan. *Global Environ. Res.*, 8.
- Iossa G, Soulsbury CD, Baker PJ, & Harris S. (2010). A taxonomic analysis of urban carnivore ecology. In SD Gehrt, SPD Riley, & BL Cypher (Éds.), *Urban Carnivores : Ecology, Conflict, and Conservation* (p. 173-180). Johns Hopkins University Press.
- ITIS. (2024). Report : *Procyonidae*.
https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search_topic=TSN&anchorLocation=SubordinateTaxa&credibilitySort=TWG%20standards%20met&rankName=Species&search_value=180573&print_version=SCR&source=from_print#SubordinateTaxa.
 Consulté le 12 avril 2024.
- Johnson, A. S. (1970). Biology of the raccoon (*Procyon lotor varius*) Nelson and Goldman in Alabama. Alabama Cooperative Wildlife Research Unit.
- Jolicoeur, H., Guérin, D., Landry, F., & Canac-Marquis, P. (2011). Comparaison de la fécondité des femelles rats laveurs de la Montérégie à 20 ans d'intervalle. *Le Naturaliste Canadien*, 135(2), 64-72.
- Jones, D. D., Conner, L. M., Storey, T. H., & Warren, R. J. (2004). Prescribed fire and raccoon use of longleaf pine forests: Implications for managing nest predation? *32*(4), 1255-1259.

- Jost, O. (1975). Zur Ökologie der Wasseramsel (*Cinclus cinclus*) mit besonderer Berücksichtigung ihrer Ernährung (Vol. 6).
- Kaiser, A. (1988). Zur populationodynamik der Wasseramsel in Rheinhessen und an gränzenden Gebieten. *Egretta*, 31, 18-37.
- Kaufmann, J. H. (1982). Raccoon and allies. In J. A. Chapman & G. A. Feldhamer (Éds.), *Wild mammals of North America: Biology, management, and economics* (The Johns Hopkins University Press, p. 567-585).
- Kauhala, K. (1996). Introduced carnivores in Europe with special reference to central and northern Europe. *Wildlife Biology*, 2, 197-204.
- Kays, R., Hody, A., Jachowski, D. S., & Parsons, A. W. (2021). Empirical evaluation of the spatial scale and detection process of camera trap surveys. *Movement Ecology*, 9(1), 41.
- Kays, R., & Parsons, A. W. (2014). Mammals in and around suburban yards, and the attraction of chicken coops. *Urban Ecosystems*, 17(3), 691-705.
- Kobayashi, F., Toyama, M., & Koizumi, I. (2014). Potential resource competition between an invasive mammal and native birds : Overlap in tree cavity preferences of feral raccoons and Ural owls. *Biological Invasions*, 16(7), 1453-1464.
- Kochmann, J., Cunze, S., & Klimpel, S. (2021). Climatic niche comparison of raccoons *Procyon lotor* and raccoon dogs *Nyctereutes procyonoides* in their native and non-native ranges. *Mammal Review*, 51(4), 585-595.
- Koike, F., Clout, M. N., Kawamichi, M., De Poorter, M., & Iwatsuki, K. (2006). *Assessment and Control of Biological Invasion Risks*. SHOUKADOH Book Sellers, Kyoto, Japan and the World Conservation Union (IUCN), Gland, Switzerland.
- Kolowski, J. M., & Forrester, T. D. (2017). Camera trap placement and the potential for bias due to trails and other features. *PLOS ONE*, 12(10).
- Kolowski, J. M., Oley, J., & McShea, W. J. (2021). High-density camera trap grid reveals lack of consistency in detection and capture rates across space and time. *Ecosphere*, 12(2).
- Krebs, J. W., Wilson, M. L., & Childs, J. E. (1995). Rabies : Epidemiology, Prevention, and Future Research. *Journal of Mammalogy*, 76(3), 681.
- La biodiversité en Wallonie. (2023). La biodiversité en Wallonie | Invasives | Focus sur quelques espèces | Le raton laveur. <https://biodiversite.wallonie.be/fr/le-raton-laveur.html?IDC=6577>, consulté le 3 juin 2024
- La Haye, M., Bekker, D. L., Delbroek, R., & Janssen, R. (2022). The raccoon in Limburg, period 2019-2022 (2022.09). Dutch Mammal Society & Bionet Nature Research.
- Larsen, S., Sorace, A., & Mancini, L. (2010). Riparian Bird Communities as Indicators of Human Impacts Along Mediterranean Streams. *Environmental Management*, 45(2), 261-273.
- Leberg, P., & Kennedy, M. (1988). Density and habitat relationships of the raccoon, *Procyon lotor*, in Western Tennessee /. *Proceedings of the Annual Conference of Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies*, 272-282.

- Leblanc, N., & Samson, C. (2006). Paramètres d'exposition chez les mammifères – Raton laveur. Fiche descriptive. (p. 1-19).
- Lefebvre, F. (1998). Étude de la dynamique de population du raton laveur (*Procyon lotor*) dans le Parc du Mont-Orford dans le but d'éviter l'entrée de la rage. Université de Sherbrooke.
- Léger, F., & Ruette, S. (2014). Raton laveur et chien viverrin : Le point sur leur répartition en France. *Faune.sauvage*, 302.
- Li, J., Huo, R., Liu, W., Fang, H., Jiang, L., & Zhou, D. (2022). Mechanical properties of PVC-based wood-plastic composites effected by temperature. *Frontiers in Materials*, 9.
- Libois, R. (2006). L'érosion de la biodiversité : Les mammifères Partim « Les mammifères non volants » (p. 1-125). Université de Liège - Unité de Recherches Zoogéographiques.
- Libois, R. M. (1987). Le raton laveur [*Procyon lotor* (L., 1758)]. [Atlas des mammifères sauvages de Wallonie (suite)]. *Cahiers d'éthologie*, 7 (2), 140-142.
- Libois, R., Schockert, V., Lambinet, C., Richet, J., Campos Martinez, I., Levert, A., & Gautherot, J. (2019). Trophic niche of three carnivores in southern Belgium : Raccoon (*Procyon lotor*), European badger (*Meles meles*) and stone marten (*Martes foina*). Unité de recherches zoogéographiques.
- Libois, R., Schockert, V., Lambinet, C., Richet, J., Martinez, I. C., Levert, A., & Gautherot, J. (2019). Trophic niche of three carnivores in southern Belgium : Raccoon (*Procyon lotor*), European badger (*Meles meles*) and stone marten (*Martes foina*). Université de Liège, Unité de Recherches Zoogéographiques.
- Liedekerke, R. (1980). Recensement des cincle plongeur (*cinclus cinclus*), bergeronnette des ruisseaux (*motacilla cinerea*) et martin-pêcheur (*alcedo atthis*) sur des rivières Wallonnes en 1978 et 1979. *AVES*, 17(3-4), 57-71.
- Liu, C., White, M., & Newell, G. (2013). Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. *Journal of Biogeography*, 40, 778-789.
- Lohse, K., Kozłowski, A., & Strube, M. J. (2023). Model Specification in Mixed-Effects Models : A Focus on Random Effects. *Communications in Kinesiology*, 1(5), Article 5.
- Lotze, J.-H., & Anderson, S. (1979). *Procyon lotor*. *Mammalian Species*, 119, 1-8.
- Lundberg, D. (2004). Häckning av försärla *Motacilla cinerea* och strömstare *Cinclus cinclus* i trädhåll. *Ornis Svecica*, 14(1-2), Article 1-2.
- Lundberg, P., Bergman, A., & Olsson, H. (1981). On the ecology of wintering Dippers(*Cinclus cinclus*) in northern Sweden. *Journal Für Ornithologie*, 122(2), 163-172.
- Lutz, W. (1984). Die Verbreitung des Waschbären (*Procyon lotor*, Linné 1758) im mitteleuropäischen Raum. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 30(4), 218-228.
- Lutz, W. (1996). The introduced raccoon *Procyon lotor* population in Germany. *Wildlife Biology*, 2(3), 228-228.

- Maas, M., Tatem-Dokter, R., Rijks, J., Dam-Deisz, C., Franssen, F., van Bolhuis, H., Heddergott, M., Schleimer, A., Schockert, V., Clotilde, L., Hubert, P., Redelijk, T., Janssen, R., Lopes Cruz, A., Martinez, I., Caron, Y., Linden, A., Lesenfants, C., Paternostre, J., & Frantz, A. (2021). Population genetics, invasion pathways and public health risks of the raccoon and its roundworm *Baylisascaris procyonis* in northwestern Europe. *Transboundary and Emerging Diseases*, 69.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Andrew Royle, J., & Langtimm, C. A. (2002). Estimating Site Occupancy Rates When Detection Probabilities Are Less Than One. *Ecology*, 83(8), 2248-2255.
- Maillard, J.-F., Berger, J., Chevret, P., Ruelle, S., Adriaens, T., Schockert, V., Leger, F., Veron, G., Queney, G., & Devillard, S. (2020). L'apport de la génétique dans la compréhension de l'évolution des populations de rats laveurs. *Faune.sauvage*, 326, 10-17.
- Maire, S. (2020). Suivi de la reproduction du Cincle plongeur *Cinclus cinclus* sur le Suzon et l'Ouche dijonnaise (21). Groupe Naturaliste Universitaire de Bourgogne.
- Malecha, A. W., & Antczak, M. (2013). Diet of the European polecat *Mustela putorius* in an agricultural area in Poland. *Folia Zoologica*, 62(1), 48-53.
- Marquiss, M., & Leitch, A. F. (1990). The diet of Grey Herons *Ardea cinerea* breeding at Loch Leven, Scotland, and the importance of their predation on ducklings. *Ibis*, 132(4), 535-549.
- Martin, J., O'Connell, A., Kendall, W., Runge, M., Simons, T., Waldstein Parsons, A., Schulte, S., Converse, S. J., Smith, G., Pinion, T., Rikard, M., & Zipkin, E. (2010). Optimal control of native predators. *Biological Conservation*, 143, 1751-1758.
- Marzolin, G. (1988). Polygynie du Cincle plongeur (*Cinclus cinclus*) dans les côtes de Lorraine. *L'Oiseau et R.F.O.*, 58, 277-286.
- Marzolin, G. (2002). Influence of the mating system of the Eurasian dipper on sex-specific local survival rates. *Journal of Wildlife Management*, 66, 1023-1030.
- Matsuo, R., & Ochiai, K. (2009). Dietary Overlap Among Two Introduced and One Native Sympatric Carnivore Species, the Raccoon, the Masked Palm Civet, and the Raccoon Dog, in Chiba Prefecture, Japan. *Mammal Study*, 34(4), 187-194.
- Maznikova, V. N., Ormerod, S. J., & Gómez-Serrano, M. Á. (2024). Birds as bioindicators of river pollution and beyond: Specific and general lessons from an apex predator. *Ecological Indicators*, 158, 111366.
- Mazzamuto, M. V., Panzeri, M., Bisi, F., Wauters, L. A., Preatoni, D., & Martinoli, A. (2020). When management meets science: Adaptive analysis for the optimization of the eradication of the Northern raccoon (*Procyon lotor*). *Biological Invasions*, 22(10), 3119-3130.
- McCown, R., Cunningham, T., & Mead, A. J. (2022). Preliminary Analysis of the Effects of Non-Target Supplemental Feeding on Camera Trap Captures of Small Mammals in Central Georgia. 80(2), 1-12.

- McWilliams, M., & Wilson, J. A. (2015). Home range, body condition, and survival of rehabilitated raccoons (*Procyon lotor*) during their first winter. *Journal of Applied Animal Welfare Science: JAAWS*, 18(2), 133-152.
- Melo, F. (2013). Area under the ROC Curve. In W. Dubitzky, O. Wolkenhauer, K.-H. Cho, & H. Yokota (Éds.), *Encyclopedia of Systems Biology* (p. 38-39). Springer.
- Meulemans, S. (2022). Raton laveurs suivis par collier GPS dans la forêt de Saint-Michel-Freyr. Etude de la sélection et de l'utilisation de son habitat en milieu naturel. *Forêt.Nature*, 161, 16-23.
- Michler, B. A., Michler, U., Rieger, S., & Roth, M. (2014). Effects of raccoon settlement in Germany – a closer look at the ecology of an unfamiliar invasive species. *EKOLOGIA I WPŁYW NA ŚRODOWISKO GATUNKÓW INWAZYJNYCH*, 69-71.
- Michler, F.-U. F., Hohmann, U., & Stubbe, M. (2004). Investigations on daytime resting site selection and home-range of raccoons (*Procyon lotor* Linné, 1758) in an urban habitat in Kassel (North Hesse). *Mamm Biol*, 69, 26-27.
- Michler, F.-U. F., & Michler, B. A. (2012). Ökologische, ökonomische und epidemiologische Bedeutung des Waschbären (*Procyon lotor*) in Deutschland – eine aktuelle Übersicht. *Beiträge zur Jagd & Wildtierforschung*, 37, 387-395.
- Mori, E., Mazza, G., Menchetti, M., Panzeri, M., Gager, Y., Bertolino, S., & Di Febbraro, M. (2015). The masked invader strikes again: The conquest of Italy by the Northern raccoon. *Hystrix*, 26.
- Müller-Using, D. (1959). Die Ausbreitung des Waschbären (*Procyon lotor* [L.]) in Westdeutschland. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 5(4), 108-109.
- Naeger, C. E., Jones, A. D., & Parker, S. L. (2021). Broadcast Predator Vocalizations Reduce Predation by Raccoons (*Procyon lotor*) on Artificial Nests of Diamondback Terrapins (*Malaclemys terrapin*). *Southeastern Naturalist*, 20(4), 521-535.
- Nakano, H., Kameo, Y., Sato, H., Mochizuki, M., Yokoyama, M., Uni, S., Shibasaki, T., & Maeda, K. (2009). Detection of Antibody to Canine Distemper Virus in Wild Raccoons (*Procyon lotor*) in Japan. *Journal of Veterinary Medical Science*, 71(12), 1661-1663.
- Natagora. (s. d.). Le Projet « Cincle Plongeur »—Natagora Condroz Mosan. Consulté 17 janvier 2024, à l'adresse <https://condrozmosan.natagora.be/projets/le-projet-cincle-plongeur>
- Newbury, R. K., & Nelson, T. A. (2007). Habitat Selection and Movements of Raccoons on a Grassland Reserve Managed for Imperiled Birds. *Journal of Mammalogy*, 88(4), 1082-1089. <https://doi.org/10.1644/06-MAMM-A-192R2.1>
- Nilsson, A., Skaugen, T., Reitan, T., Henning, J., L'Abée-Lund, J., Gamelon, M., Jerstad, K., Røstad, O., Slagsvold, T., Stenseth, N., Vøllestad, L., & Walseng, B. (2020). Hydrology influences breeding time in the white-throated dipper. *BMC Ecology*, 20.
- Nowak, R. M. (1991). *Walker's mammals of the world* (5^e éd.). Baltimore : Johns Hopkins University Press.

- O'Donnell, K., & delBarco-Trillo, J. (2020). Changes in the home range sizes of terrestrial vertebrates in response to urban disturbance: A meta-analysis. *Journal of Urban Ecology*, 6(1).
- Oe, S., Sashika, M., Fujimoto, A., Shimozuru, M., & Tsubota, T. (2020). Predation impacts of invasive raccoons on rare native species. *Scientific Reports*, 10.
- O'Halloran, J., Gribbin, S. D., Tyler, S. J., & Ormerod, S. J. (1990). The ecology of dippers *Cinclus cinclus* (L.) in relation to stream acidity in upland Wales: Time-activity budgets and energy expenditure. *Oecologia*, 85(2), 271-280.
- Ormerod, S. J., Efteland, S., & Gabrielsen, L. E. (1987). The Diet of Breeding Dippers *Cinclus cinclus cinclus* and Their Nestlings in Southwestern Norway. *Holarctic Ecology*, 10(3), 201-205.
- Ormerod, S. J., & Tyler, S. J. (1986). The diet of Dippers *Cinclus cinclus* wintering in the catchment of the River Wye, Wales. *Bird Study*, 33(1), 36-45.
- Ormerod, S., & Tyler, S. (1991). The influence of stream acidification and riparian land-use on the breeding biology of Grey Wagtails *Motacilla cinerea* in Wales. *Ibis*, 133, 53-61.
- Owen, S. F., Berl, J. L., & Edwards, J. W. (2015). Raccoon Spatial Requirements and Multi-Scale Habitat Selection within an Intensively Managed Central Appalachian Forest. *The American Midland Naturalist*, 174(1), 87-95.
- Paquet, J.-Y., Weiserbs, A., & Derouaux, A. (2021). La Liste rouge des oiseaux nicheurs menacés en Wallonie en 202. *Aves*, 58(2), 67-88.
- Pautrel, L., Moulherat, S., Gimenez, O., & Etienne, M.-P. (2024). Analysing biodiversity observation data collected in continuous time: Should we use discrete- or continuous-time occupancy models? *Methods in Ecology and Evolution*, 15(5), 935-950.
- Pedlar, J. H., Fahrig, L., & Merriam, H. G. (1997). Raccoon habitat use at 2 spatial scales. *Journal of Wildlife Management*, 61, 102-112.
- Perlman, J. E., Kazacos, K. R., Imperato, G. H., Desai, R. U., Schulman, S. K., Edwards, J., Pontrelli, L. R., Machado, F. S., Tanowitz, H. B., & Saffra, N. A. (2010). Baylisascaris Procyonis Neural Larva Migrants in an Infant in New York City. *Journal of neuroparasitology*, 1(1).
- Peter, N., Schantz, A. V., Dörge, D. D., Steinhoff, A., Cunze, S., Skaljic, A., & Klimpel, S. (2024). Evidence of predation pressure on sensitive species by raccoons based on parasitological studies. *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife*, 24, 100935.
- Peterson, S. H., Ackerman, J. T., Keating, M. P., Schacter, C. R., Hartman, C. A., Casazza, M. L., & Herzog, M. P. (2022). Predator movements in relation to habitat features reveal vulnerability of duck nests to predation. *Ecology and Evolution*, 12(9).
- Pettit, M. (2010). The problem of raccoon intelligence in behaviourist America. *The British Journal for the History of Science*, 43(3), 391-421.

- Piatt, J. F., Roberts, B. D., Lidster, W. W., Wells, J. L., & Hatch, S. A. (1990). Effects of Human Disturbance on Breeding Least and Crested Auklets at St. Lawrence Island, Alaska. *The Auk*, 107(2), 342-350.
- Picman, J., Milks, M. L., & Leptich, M. (1993). Patterns of Predation on Passerine Nests in Marshes : Effects of Water Depth and Distance From Edge. *The Auk*, 110(1), 89-94.
- Pitt, J. A., Larivière, S., & Messier, F. (2008). Social Organization and Group Formation of Raccoons at the Edge of Their Distribution. *Journal of Mammalogy*, 89(3), 646-653.
- Portail Environnement-Santé. (2024). Mignons, les ratons ? Pas si vite... Consulté 24 août 2024, à l'adresse <https://environnement.sante.wallonie.be/home/lenvironnement-sante/risques-emergents/especes-invasives/ratons-laveurs-sympas-mais-douteux/zone-col4/texte-riche.html>
- Prange, S., Gehrt, S., & Wiggers, E. (2003). Demographic Factors Contributing to High Raccoon Densities in Urban Landscapes. *Journal of Wildlife Management*, 67, 324-333.
- Prange, S., Gehrt, S., & Wiggers, E. (2004). Influences of anthropogenic resources on Raccoon (*Procyon lotor*) movements and spatial distribution. *Journal of Mammalogy*, 85, 483-490.
- Renard, P. (2022). Quantification de l'impact du raton laveur (*Procyon lotor*) sur les populations de chouette hulotte (*Strix aluco*) en Wallonie. Université de Liège.
- Renard, P., Branquart, É., & Schockert, V. (2022). Les mammifères prédateurs en Wallonie : Une menace pour la chouette hulotte ? *Forêt.Nature*, 165, 23-29.
- Richardson, T., Gardali, T., & JENKINS, S. (2010). Review and Meta-Analysis of Camera Effects on Avian Nest Success. *The Journal of Wildlife Management*, 73, 287-293.
- Riley, S., Hadidian, J., & Manski, D. (1998). Population density, survival, and rabies in raccoons in an urban national park. *Canadian Journal of Zoology*, 76, 1153-1164.
- Roché, J., & Andurain, P. (1995). Roché J. & D'andurain P. 1995 - Ecologie du Cincle plongeur *Cinclus cinclus* et du Chevalier Guignette *Tringa hypoleucos* dans les gorges de la Loire et de l'Allier. *Alauda* 63 (1) : 51-66. *Alauda*, 63, 51-66.
- Rosatte, R. C., Power, M. J., & Macinnes, C. D. (1992). Density, Dispersion, Movements and Habitat Of Skunks (*Mephitis mephitis*) and Raccoons (*Procyon Lotor*) in Metropolitan Toronto. In D. R. McCullough & R. H. Barrett (Éds.), *Wildlife 2001 : Populations* (p. 932-944). Springer Netherlands.
- Rosatte, R., Ryckman, M., Ing, K., Proceviat, S., Allan, M., Bruce, L., Donovan, D., & Davies, J. C. (2010). Density, movements, and survival of raccoons in Ontario, Canada : Implications for disease spread and management. *Journal of Mammalogy*, 91(1), 122-135.
- Rose, K. D. (2006). *The beginning of the age of mammals*. Johns Hopkins university press.
- Sakai, A., Allendorf, F., Holt, J., Lodge, D., Molofsky, J., With, K., Baughman, S., Cabin, R., Cohen, J., Ellstrand, N., McCauley, D., O'Neil, P., Parker, I., Thompson, J., & Weller,

- S. (2001). The Population Biology of Invasive Species. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32, 305-332.
- Šálek, M., Drahníková, L., & Tkadlec, E. (2014). Changes in home range sizes and population densities of carnivore species along the natural to urban habitat gradient. *Mammal Review*, 45, 1-14.
- Salgado, I. (2018). Is the raccoon (*Procyon lotor*) out of control in Europe? *Biodiversity and Conservation*, 27(9), 2243-2256.
- Sam Yin Yang, G., Badat, F., & Bonnier, J. (2016). Etude Hydraulique—Courbe de tarage : 21062 – Le Bras Laurent en amont de la Rivière Sainte Suzanne. Office de l'eau Réunion.
- Santamarina, J. (1993). Feeding ecology of a vertebrate assemblage inhabiting a stream of NW Spain (Riobo; Ulla basin). *Hydrobiologia*, 252(2), 175-191.
- Sarà, M., Sorci, G., Sarà, G., & Carollo, T. C. (1994). The Dipper *Cinclus cinclus* in Sicily. *Avocetta*, 18, 37-43.
- Saveljev, A., Askerov, E., Yarovenko, Y., Kitiashvili, A., Romashin, A., Arakelyan, M., & Цанко, H. (2021). Raccoon (*Procyon lotor*) in the Pan-Caucasus region (Russia, Azerbaijan, Georgia, Iran, and Armenia). *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*, 46, 223-238.
- Schaefer, T. (2004). Video monitoring of shrub-nests reveals nest predators. *Bird Study*, 51(2), 170-177.
- Schmidt, K. A., & Whelan, C. J. (1999). Nest Predation on Woodland Songbirds : When Is Nest Predation Density Dependent? *Oikos*, 87(1), 65-74.
- Schockert, V. (2017). Risk analysis of the Raccoon (*Procyon lotor*). Liège, 67.
- Schockert, V., Libois, R., Lambinet, C., Richet, J., Campos Martinez, I., Levert, A., Gautherot, J., Goethals, L., Meulemans, S., Tossens, S., Della Libera, F., De Waele, V., Malengreaux, C., Lievens, J., & Licoppe, A. (2023). Some facts on *Procyon lotor* ecology in southern Belgium: what do raccoons eat, how do they move and at which population density do they live?. Oral communication at the 1st European Raccoon Colloquium 16-17/03/2023 in Lyon (France), 35.
- Shaw, G. (1978). The Breeding Biology of the Dipper. *Bird Study*, 25(3), 149-160.
- Simmons, K., Ferguson-Lee, I., Gillmor, R., & Nicholson, E. (1977). Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa : The birds of the western Palearctic (S. Cramp, Éd.; Vol. 1). Oxford University Press.
- Small, S. L. (2005). Mortality Factors and Predators of Spotted Towhee Nests in the Sacramento Valley, California /(Depredadores y factores de mortalidad en nidos de *Pipilo maculatus* en el Valle de Sacramento, California). *Journal of Field Ornithology*, 76(3), 252-258.
- Smith, K.G., Nunes, A.L., Aegerter, J., Baker, S.E., & Di Silvestre, I. (2022). A manual for the management of vertebrate invasive alien species of Union concern, incorporating animal welfare (Report Number: 1st Edition). European Commission.

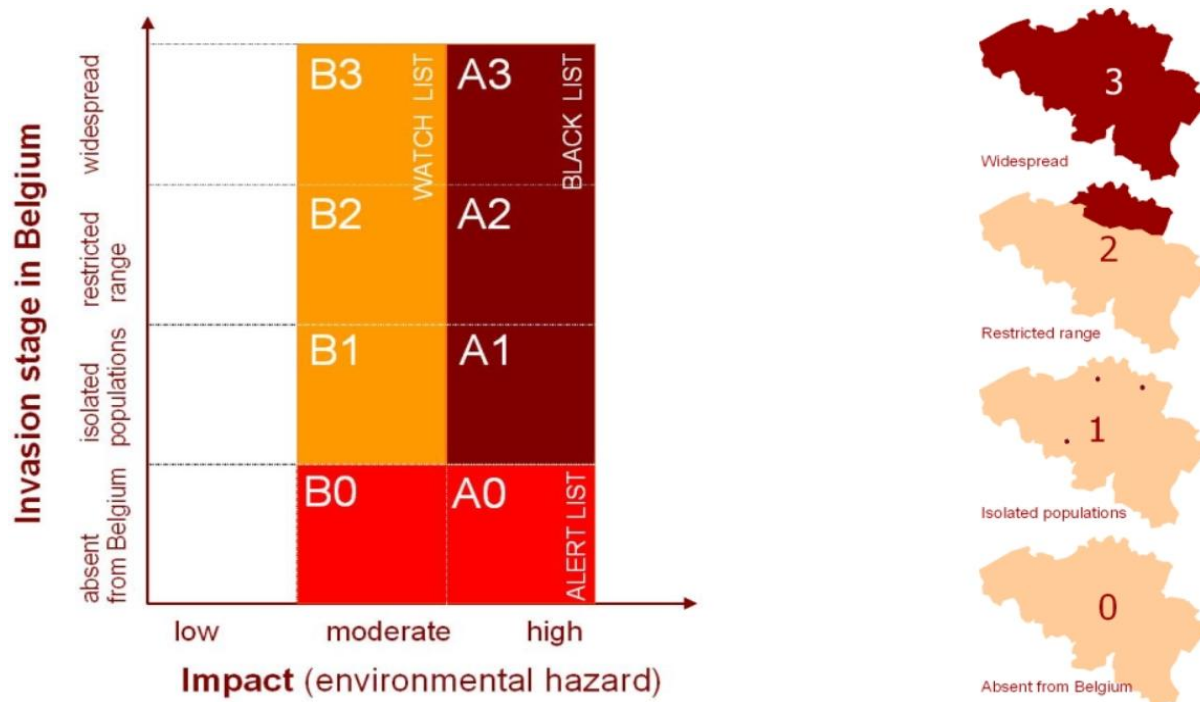
- Smith, T., & Engeman, R. (2002). An extraordinary Raccoon, *Procyon lotor*, density at an urban park. *Canadian Field Naturalist*, 116, 636-639.
- Sonerud, G. A., & Fjeld, P. E. (1987). Long-Term Memory in Egg Predators : An Experiment with a Hooded Crow. *Ornis Scandinavica (Scandinavian Journal of Ornithology)*, 18(4), 323-325.
- Sorace, A., Colombari, P., & Cordiner, E. (1999). Bird communities and extended biotic index (EBI) in some tributaries of the Tiber river. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 9(3), 279-290.
- Sorace, A., Formichetti, P., Boano, A., Andreani, P., Gramegna, C., & Mancini, L. (2002). The presence of a river bird, the dipper, in relation to water quality and biotic indices in central Italy. *Environmental Pollution*, 118(1), 89-96.
- Sordello, R. (2013). Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Cincle plongeur (*Cinclus cinclus* (Linnaeus, 1758)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques (p. 15). Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle.
- Sorvillo, F., Ash, L. R., Berlin, O. G. W., Yatabe, J., Degiorgio, C., & Morse, S. A. (2002). *Baylisascaris procyonis* : An Emerging Helminthic Zoonosis. *Emerging Infectious Diseases*, 8(4), 355-359.
- Spitznagel, A. (1985). Strategien des Nahrungserwerbs bei der Wasserramsel (*Cinclus c. Aquaticus*) : Eine Einführung. *Ökologie der Vögel*, 7, 239-325.
- SPW. (s. d.). Mammifères | Vertébrés | Animaux | La biodiversité en Wallonie. La biodiversité en Wallonie. Consulté 18 juillet 2024, à l'adresse <https://biodiversite.wallonie.be/fr/mammiferes.html?IDC=321>
- SPW. (2022). Espèces exotiques envahissantes. Etat de l'environnement wallon. <http://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/FFH%2012.html>, consulté le 8 juin 2024.
- Stevens, J., Nixon, C., & Suver, J. (1995). Some Aspects of Raccoon Life History in Lee County, Illinois. *Transactions of the Illinois State Academy of Science*, 88(1-2), 49-59.
- Stope, M. B. (2023). The Raccoon (*Procyon lotor*) as a Neozoon in Europe. *Animals*, 13(2).
- Suraci, J. P., Clinchy, M., Dill, L. M., Roberts, D., & Zanette, L. Y. (2016). Fear of large carnivores causes a trophic cascade. *Nature Communications*, 7(1), 10698.
- Suzuki, T., Aoi, T., & Maekawa, K. (2003). Spacing pattern of introduced female raccoons (*Procyon lotor*) in Hokkaido, Japan. *Mammal Study*, 28(2), 121-128.
- Syrová, M., Hromádková, T., Pavel, V., & Veselý, P. (2020). Responses of nesting Arctic terns (*Sterna paradisaea*) to disturbance by humans. *Polar Biology*, 43(5), 399-407.
- Traversy, N., McNicoll, R., & Lemieux, R. (1989). Les populations de rats laveurs du sud-ouest du Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la gestion des espèces et des habitats, Québec, 114.

- Trollet, F., Huynen, M.-C., Vermeulen, C., & Hambuckers, A. (2014). Use of camera traps for wildlife studies. A review. *Biology Agriculture Science Environnement*, 18, 446-454.
- Troyer, E., Devitt, S., Sunquist, M., Goswami, V., & Oli, M. (2014). Survival, Recruitment, and Population Growth Rate of an Important Mesopredator : The Northern Raccoon. *PloS one*, 9.
- Tsukada, H., Matsumaru, K., Sakamoto, Y., Yoshida, H., Kozono, K., Miyawaki, Y., & Minami, M. (2019). Effect of twin-lead type electric fence for deterring scansorial animals. *European Journal of Wildlife Research*, 65(4), 56.
- Tyler, S., & Ormerod, S. (1994). *The Dippers (T&AD Poyser)*.
- Vangeluwe., D., Bulteau, V., Dineur, H., & Rifflet, M. (1993). Densité et distribution du Cincle plongeur (*Cinclus cinclus*) dans le bassin de la Haute-Meuse belge. *Aves*, 30, 95-103.
- Verkem, S., Maeseneer, J., Vandendriessche, B., Verbeylen, G., & Yskout, S. (2003). *Zoogdieren in Vlaanderen. Ecologie en verspreiding van 1987 tot 2002*.
- Villeneuve, C.-A. (2015). Impact de la présence humaine sur la dynamique de la population du raton laveur comme vecteur potentiel de la baylisascariose. *Cégep de Saint-Laurent*.
- Vitousek, P., D'Antonio, C., Loope, L., Rejmanek, M., & Westbrooks, R. (1996). Introduced Species : A Significant Component of Human-Caused Global Change. *New Zealand Journal of Ecology*, 21.
- Voelker, G. (2002). Molecular phylogenetics and historical biogeography of dippers (*Cinclus*). *Ibis*, 144, 577-584.
- Walker, S., & Sunquist, M. (1997). Movement and spatial organization of raccoons in north-central Florida. *Fla. Field Nat.*, 25(1), 11-21.
- Walseng, B., Durant, J. M., Hessen, D. O., Jerstad, K., Nilsson, A. L. K., Røstad, O. W., & Slagsvold, T. (2022). Long-term annual and spatial variation of polygyny in the white-throated dipper (*Cinclus cinclus*). *Ecology and Evolution*, 12(10).
- Wickham, H. (2016). *ggplot2 : Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
- Wilcove, D. S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., & Losos, E. (1998). Quantifying Threats to Imperiled Species in the United States : Assessing the relative importance of habitat destruction, alien species, pollution, overexploitation, and disease. *BioScience*, 48(8), 607-615.
- Wilson, D. E., & Reeder, D. M. (2005). *Mammal species of the world : A taxonomic and geographic reference*. Baltimore : Johns Hopkins University Press.
- Wilson, D. E., & Ruff, S. (1999). *The Smithsonian book of North American mammals* (Smithsonian Institution Press). Vancouver : UBC Press.
- Wilson, J. D. (1996). The breeding biology and population history of the Dipper *Cinclus cinclus* on a Scottish river system. *Bird Study*, 43(1), 108-118.
- Wilson, S. E., & Nielsen, C. K. (2007). Habitat Characteristics of Raccoon Daytime Resting Sites in Southern Illinois. *The American Midland Naturalist*, 157(1), 175-186.

- Wittenberg, R., Kenis, M., Blick, T., Hänggi, A., Gassmann, A., & Weber, E. (2005). An Inventory of Alien Species and Their Threat to Biodiversity and Economy in Switzerland.
- Zabala, J., Zuberogitia, I., & Martínez-Climent, J. A. (2005). Site and landscape features ruling the habitat use and occupancy of the polecat (*Mustela putorius*) in a low density area : A multiscale approach. *European Journal of Wildlife Research*, 51(3), 157-162.
- Zeveloff, S. I. (2002). *Raccoons : A Natural History*. UBC Press.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>

7. Annexes

Annexe 1 : Critères d'attribution de statuts à une espèce invasive selon le protocole ISEIA. Les lettres expriment l'impact environnemental (B = modéré, A = élevé) et les chiffres l'étendu de l'invasion (absent à répandu). Une valeur de A/B 0 exprime une menace voisine qui n'est pas encore présente en Belgique (Branquart, 2009).



Annexe 2 : Exemples de taille du domaine vital et de densité. La lettre représente l'habitat : U (urbain), Sub (suburbain), R (rural).

Pays	Domaine vital (ha)	Densité (/km ²)	Références
Canada	-	66,67 (Sub)	(Hoffmann, 1979)
	-	2,2-13 (R)	(Traversy et al., 1989)
	64,9-181 (Sub)	52-115 (Sub)	(Lefebvre, 1998)
Etats-unis	25,2-52,8 (U)	36,6 à 72,6 (U)	(Prange et al., 2003, 2004)
	21,4-37,2 (Sub)	41,1 à 93 (Sub)	
	71,2-182,4 (R)	3,1 to 14,6 (R)	
	-	7-18 (R)	(Hallett et al., 1991; Stevens et al., 1995)
	-	1-2 (R)	(Schmidt & Whelan, 1999)
	-	0,5-1(R)	(Fritzell, 1978b)
Pologne	100 (Sub) – 1000 (R)	-	(Bartoszewicz et al., 2008)
Japon	116,2 (Sub)	-	(Abe et al., 2006)
Allemagne	129 (U)	100 (U)	(F.-U. F. Michler et al., 2004)
	553-2099 (R)	2-4 (R)	(Hohmann et al., 2002)
France	72-675 (R)	-	(Gautrelet, 2023)
Luxembourg	340 (R)	-	(Frantz et al., 2005)
Wallonie	-	2,26-4,22 (R)	(Schockert et al., 2023)
	340-940 (R)	2,12-3,39	

Annexe 3 : Moyens de mesure et de lutte autorisés face au raton laveur selon le règlement UE/1143/2014. La disponibilité des méthodes est représentée par les lettres dans les colonnes : A (disponible), U (en cours de développement), P (potentiel). Elles dépendent de l'objectif de l'étude : Un (inconnu/autre objectif), RE (éradication rapide), Er (éradication), CI (contrôle des populations), Ct (confinement) (Smith, 2022).

Measure	Commonly integrated with	Objective and availability					Effectiveness and costs
		Un	RE	Er	CI	Ct	
Cage traps	Shooting; Keeping in captivity; Sterilisation; Immuno-contraceptive vaccines by injection	A	A	A	A	A	Although the method is available for the target species, further details are needed on its effectiveness and costs for different objectives. In general, where the objective is eradication, cage traps are best used in combination with another method to remove any trap shy members of the population, and to locate animals when capture rates are low. Where the objective is population control, care is needed to ensure that effort is sufficient to achieve the stated objectives.
Judas animals	Shooting; Hunting dogs; Sterilisation (of the Judas animal)	A	A	A	A	A	In Sweden some Judas animals have been found to be very efficient, while others have never paired up with a new mate. However, an estimation of costs and effectiveness is hard, since the measure has been integrated with other measures. In a medium sized population other measures have been more efficient, but when the population is getting very small, the Judas animals show increased efficiency.
Shooting	Live and kill traps; Judas animals; Hunting dogs		A	A	A	A	Although the method is available for the target species, further details are needed on its effectiveness and costs. Hunting is often integrated with other measures.
Hunting dogs (tracking/baying)	Shooting; Judas animals; Live or killing traps	P	A	A	A	A	Although the method is available for the target species, further details are needed on its effectiveness and costs. Detection dogs which detect, but never hunt or come in direct contact with the IAS, have been used to detect raccoon dog tracks in Norway. Tracking/baying hunting dogs have been used with integrated measures for population control of raccoon dogs in Sweden. The whole project has been very effective and costed approx. 800 000 Euros/year in 2010-2020, which incorporates all integrated measures.
Spring traps	Shooting; Habitat modification; Exclusion measures such as fencing	A		P	P	P	Although the method is available or potential for the target species, further details are needed on its effectiveness and costs for eradication, population control and containment projects. In general, spring trapping is very labour-intensive and can be difficult in some terrains.
Neck-hold traps, and snares	Cage traps	P	P	P	P	P	Although the method is potentially available for the target species, further details are needed on its effectiveness and costs.
Fertility Control - chemical (in bait) & injection	Live-capture measures (e.g. cage traps); Keeping in captivity				P	P	Although the method is potentially available for the target species, further details are needed on its effectiveness and costs. In captive raccoon dogs, GnRH agonist implants (Suprelorin), progestin-implants (MGA), and oral progestins (Megace) have been used and all records were effective at preventing reproduction. In general, non-oral contraceptives are best utilised in isolated and small wild populations due to immigration and emigration that might affect the proportion of contracepted animals. The availability of chemical fertility control that could be delivered orally via species-specific baits would potentially greatly increase the scope for the application of these agents as an IAS management tool.

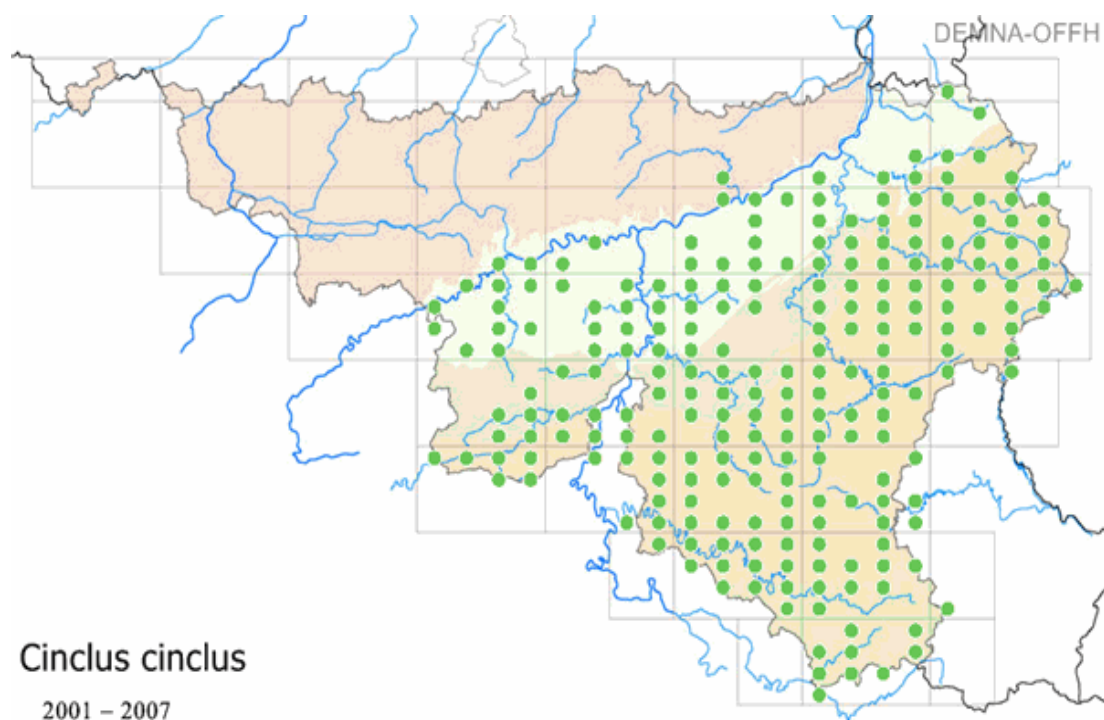
Measures to dispatch/remove once captured	
Measure	Availability
Cranial depression	P
Electrocution	P
Injection euthanasia	P
Keeping in captivity	P
Modified atmospheres	P
Shooting - dispatch restrained animals	P
Slaughter (knife)	P
Surgical sterilisation	P

Annexe 4 : Protections de nichoirs par un dispositif de bandes de plastique rhizomique (à gauche) et d'un « Stop Minou » (à droite) utilisés en Wallonie (Renard et al., 2022).

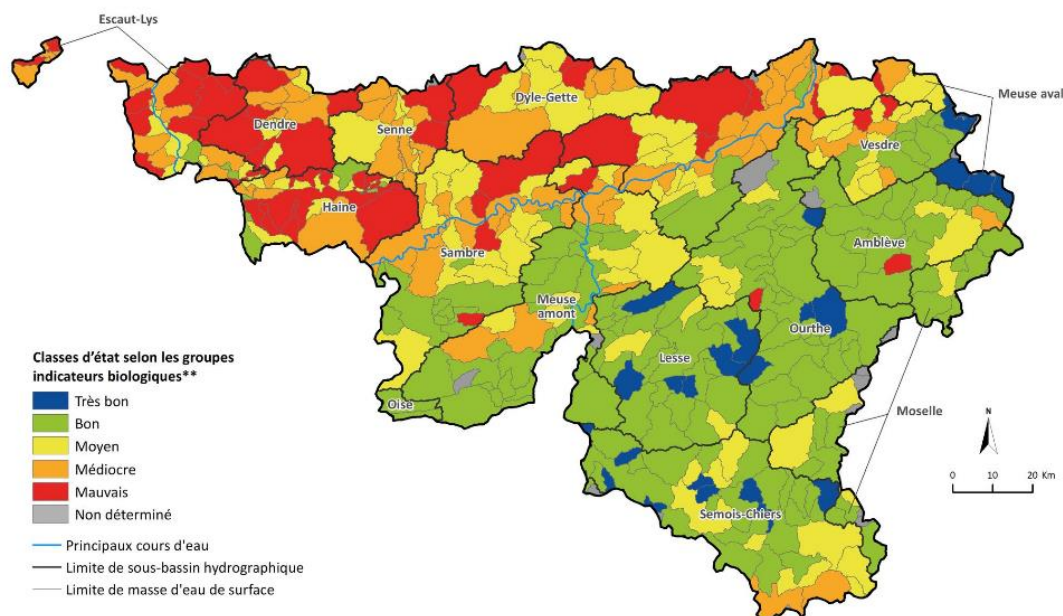


	Bandes plastiques	« Stop-minou »
Caractéristiques	Bande en polyéthylène haute densité (PEHD) de 60 cm de large et d'1 mm d'épaisseur vendue pour limiter la progression des rhizomes de bambous (Rootblock)	Collier supportant des tiges en acier destiné à empêcher les chats de grimper le long du tronc et d'atteindre les mangeoires et les nichoirs (Schwegler)
Efficacité	Assez efficaces	Peu efficaces (écureuil, martre et chat forestier)
Coût	3-4 €/m	30-35 €/m
Aspect	Bandes lisses et brillantes	Tiges métalliques assez discrètes

Annexe 5 : Comparaison de la distribution du cincle, basée sur les données du site de la biodiversité en Wallonie (valeurs de 2001 à 2007), avec les états écologiques des masses d'eau en Wallonie (2018). La qualité écologique est représentée par un gradient de couleur, allant du bleu (très bon) au rouge (mauvais) (Etat de l'environnement wallon, 2020).



État biologique des masses d'eau de surface en Wallonie (état des lieux fin 2018*)



* Etat à la moitié de la période concernée par les deuxièmes Plans de gestion des districts hydrographiques (PGDH 2, 2016 - 2021). À noter que cet état consolidé se base sur des données de 2018, 2017 et 2016 mais également sur des données antérieures ponctuellement.

** Les quatre groupes indicateurs biologiques sont les diatomées, les macrophytes, les macroinvertébrés et les poissons.

REEW - Sources : SPW Environnement - DEMNA : SPW Environnement - DEE

© SPW - 2020

Annexe 6 : Résumé des fiches de caractérisation des masses d'eau de surface du DHI Meuse (<http://eau.wallonie.be>) pour les principales rivières d'intérêt (*) et autres cours d'eau prospectés. PG2 désigne le deuxième plan de gestion des districts hydrographiques (2016-2021), PG3 désigne le troisième plan (2022-2027). Les linéaires de masses d'eau prennent en compte les cours d'eau associés.

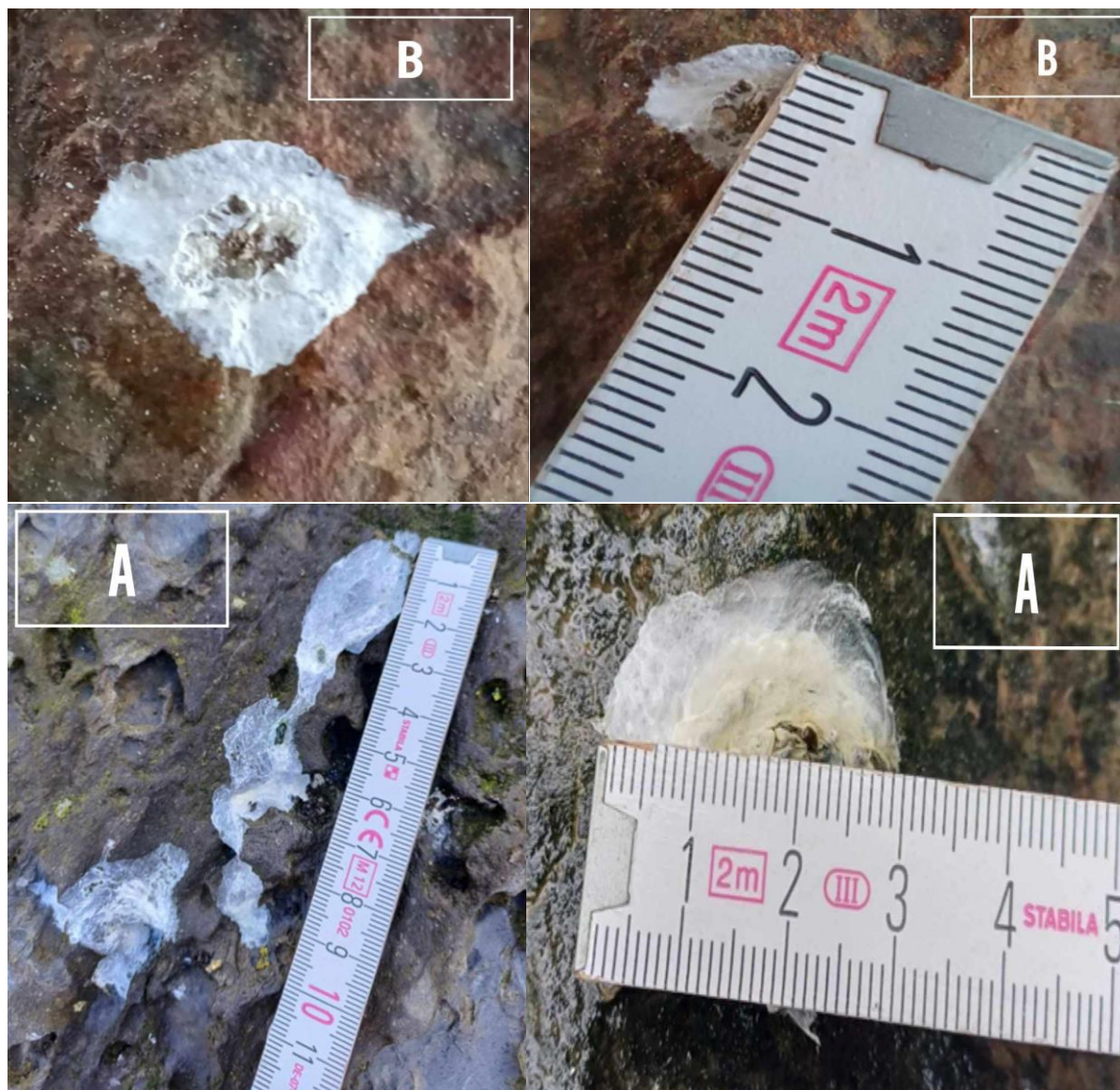
Code	Type	Nom	Linéaire (km)	Tronçon	PG2	PG3	Cours d'eau associés
MM05R*	Rivière	Eau Blanche I	26	Confluence Ruisseau de Boutonville -> l'Eau Noire	Bon	Bon	Eau Noire : Ry de Rome -> Eau Blanche
MM06R*	Rivière	Eau Blanche II	44	Amont -> confluence avec le Ruisseau de Boutonville	Bon	Bon	Ruisseaux : Lambercies/Bardompré/Boutonville
MM03R*	Rivière	Eau Noire	56	Amont -> confluence avec le Ry de Rome	Très bon	Bon	Ruisseaux : Censes Severin/Forge du Prince/Tauminerie/ Fagnery
MM09R*	Rivière	Viroin	18	Amont -> Aval	Bon	Bon	
MM18R*	Rivière	Hermeton I	17	Confluence Ruisseau du Vieux Fourneau/Machenée -> confluence avec le ruisseau du Grand Pré	Bon	Moyen	
MM19R*	Rivière	Hermeton II	51	Confluence Ruisseau du Grand Pré -> confluence ruisseau d'Omeris	Bon	Médiocre	Ruisseaux : de Fambay/ Faux Ry d'Entre Deux Bois/ Fontaine/Chinelle/Grand Ry
MM21R*	Rivière	Hermeton III	14	Confluence avec le Ruisseau d'Omeris -> Aval	Bon	Moyen	
MV07R*	Rivière	Hoyoux I	67	Amont -> confluence ruisseau de Vyle	Bon	Bon	Torrent de Bonne/Ruisseaux : de Vyle/Ossogne/Neuf Moulin/ Bouillon
MV10R*	Rivière	Hoyoux II	12	Confluence Ruisseau de Vyle => Aval	Bon	Moyen	
MM11R	Ruisseau	Alisse	10	Amont -> Aval	Bon	Bon	
MV08R	Ruisseau	Triffoy	12	Amont -> Aval	Moyen	Bon	
MV09R	Ruisseau	Lilot	13	Amont -> Aval	Médiocre	Moyen	
MV12R	Ruisseau	Oxhe	22	Amont -> Aval	Moyen	Bon	Ruisseaux : Fallogne/Fond d'Oxhe
MM07R	Rivière	Brouffe	25	Amont -> Aval	Moyen	Médiocre	Ruisseaux : Ribois/Grammont/Fourneau d'Arche
MM10R	Ruisseau	Noye	9	Amont -> Aval	Bon	Bon	
MV31R	Rivière	Mehaigne III	12	Amont -> Aval	Moyen	Moyen	

Annexe 7 : Données du contrat de rivière Meuse Aval concernant le succès (1) et l'échec (0) de 2018 à 2023 pour la première (A) et la deuxième (B) période de nidification du cincle plongeur. Un échec correspond à des hypothèses de prédation, à des observations d'abandon d'œufs et de nichées. La case en vert indique une prédation confirmée par fouine à l'aide d'une caméra piège.

	2023		2022		2021		2020		2019		2018			
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B		
							1	0	1	0			1	0
3													2	2
7			1		1				0				2	1
8					1								1	0
12			1		1		1						3	0
13			1		1		1				1		4	0
16											1		1	0
19	1				1	0			1	1	1		5	1
20			0		1	1	1		1	1			5	1
21	1												1	0
22			1										1	0
31			1		1		1		1	1			5	0
33									1				1	0
36					0		0	0					0	3
38						0							0	1
42			1		1				1				3	0
43													0	0
44			1				1		1				3	0
46											0		0	1
50	0				0								0	2
57	1		1								0		2	1
63	0		0		0			0	0				0	5
64					0								0	1
69			0	0			0						0	3
70											0		0	1
73			1		1	1			1	0			4	1
74	1		1				1			0			3	1
Fallogne	0		1										1	1
76			1										1	0

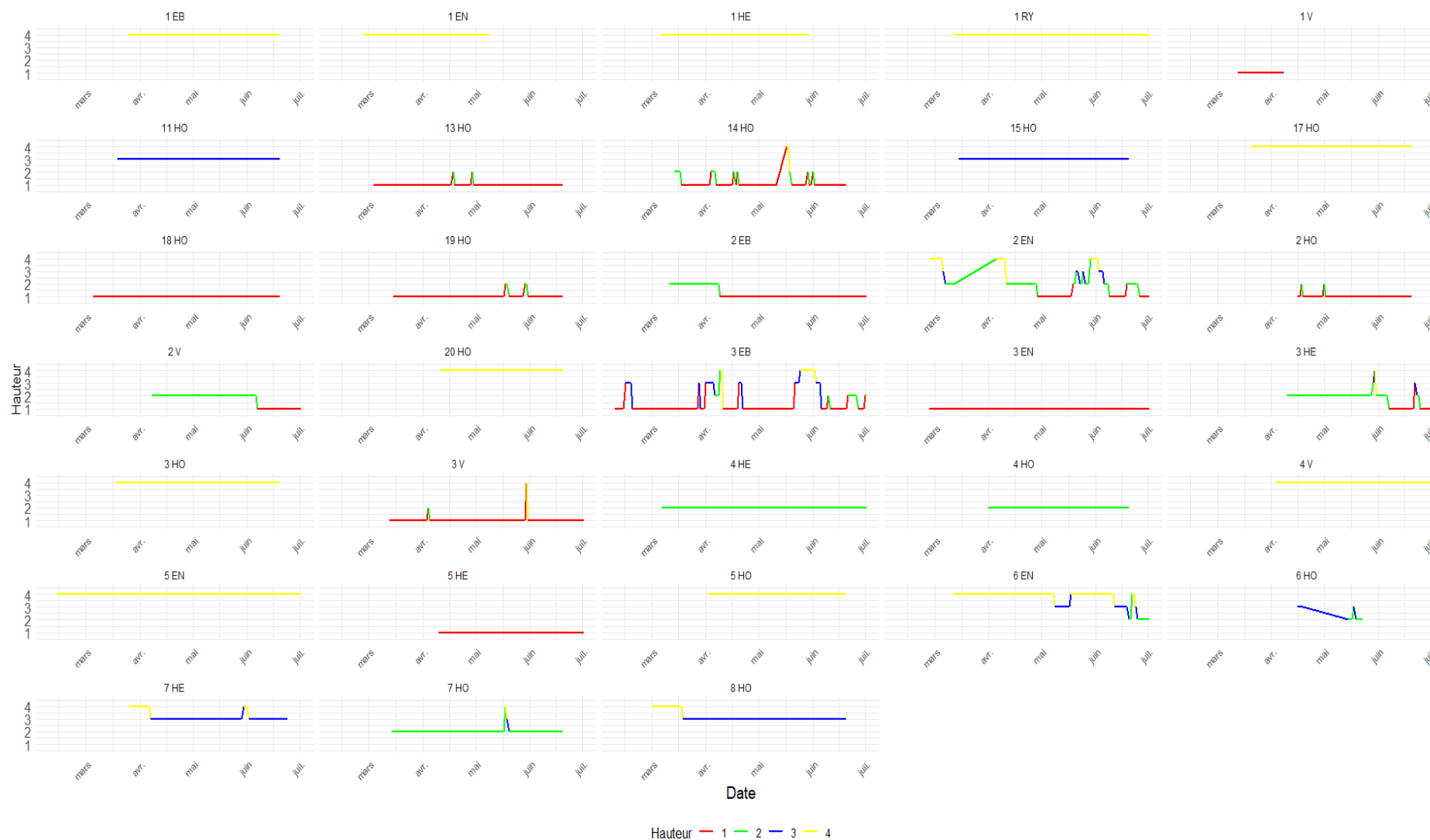
2023	2022	2021	2020	2019	2018						
A	B	A	B	A	B	A	B	A	B		
4	0	12	0	9	2	7	0	8	3	3	0
3	0	3	1	4	2	2	3	2	3	3	0

Annexe 8 : Différence entre les excréments de cincle plongeur (A) et de bergeronnette des ruisseaux (B).



Annexe 9 : Variation des hauteurs d'eau pendant la période de surveillance des caméras selon les différents sites.

Évolution des hauteurs d'eau au cours du temps par site (observations réelles)



Annexe 10 : Comparaison des hauteurs d'eau mensuelles de 2024 avec les moyennes de janvier à juin des années 2019-2023 pour les différentes stations hydrologiques (<https://hydrometrie.wallonie.be>).

Comparaison des hauteurs mensuelles de 2024 avec les années 2019-2023 pour toutes les stations

