

Faculté des bioingénieurs

Approches dendrométriques et génétiques en vue de l'estimation des populations de *Castor sp.* en Wallonie

Application au bassin de la Dyle

Auteur :

Thomas RUTSAERT

Promoteurs :

**Dr. Ir. Quentin PONETTE
Dr. Ir. Xavier ROLLIN**

Lecteurs :

**Dr. Ir. Jean-Philippe BIZOUX
Dr. Ir. Mathieu JONARD**

Année académique :

2019-2020

Bioingénieur :

Gestion des forêts et des espaces naturels

TABLE DES MATIÈRES

1. REMERCIEMENTS	1
2. INTRODUCTION ET OBJECTIFS DU MÉMOIRE.....	2
3. ÉTAT DE L'ART SUR CASTOR SP.....	4
3.1 LE CASTOR EUROPÉEN (<i>CASTOR FIBER</i>)	4
3.1.1 Généralités.....	4
3.1.2 Taxonomie	4
3.1.3 Histoire des populations, répartition et génomique	5
3.1.4 Anatomie	8
3.1.5 Mode de vie et évolution des populations.....	10
3.1.5.1 Comportement terrestre	10
3.1.5.2 Comportement aquatique.....	11
3.1.5.3 Comportement familial et territorial	12
3.1.5.4 Dynamique de population.....	13
3.1.5.5 Barrages et modification de l'environnement.....	15
3.1.6 Interactions	16
3.1.6.1 Interactions intraspécifiques.....	16
3.1.6.2 Interactions interspécifiques.....	16
3.1.6.3 Interactions avec l'être humain.....	16
3.1.7 Statut et législation	17
3.1.7.1 Europe	17
3.1.7.2 Wallonie.....	17
3.1.8 Impacts	18
3.1.8.1 Consommation de végétaux non-ligneux.....	19
3.1.8.2 Consommation de végétaux ligneux.....	19
Sélection d'espèces.....	20
Sélection des dimensions	20
Distance par rapport à la berge	21
Découpe	22
3.1.8.3 Impacts liés à la modification des flux hydriques.....	22
Stabilisation et effet tampon	22
Stockage.....	23
Sédimentation	23
3.1.8.4 Impacts forestiers et agricoles.....	23
3.1.8.5 Impacts sur la flore	24
3.1.8.6 Impacts sur la faune.....	25
3.1.9 Gestion des impacts	26
3.1.9.1 Prévention.....	26
3.1.9.2 Intervention	27
3.1.9.3 Élimination.....	27
3.2 IDENTIFICATION ET CARTOGRAPHIE DES SITES DE CASTOR.....	28
3.3 ANALYSES DENDROMÉTRIQUES DES IMPACTS DU CASTOR	29
3.3.1 Méthodes d'échantillonnage	29

3.3.2	<i>Méthodes de mesure</i>	30
3.3.3	<i>Datation</i>	30
3.3.4	<i>Ouverture du couvert forestier</i>	31
3.3.5	<i>Conclusions et commentaires</i>	32
3.4	MÉTHODES D'ESTIMATION DES POPULATIONS DE CASTOR	32
3.4.1	<i>Estimations indirectes via les modifications de l'environnement</i>	33
3.4.1.1	Large échelle	33
3.4.1.2	Échelle d'une colonie	34
3.4.2	<i>Observations directes et indirectes des individus</i>	34
3.4.3	<i>Estimation via capture ou élimination</i>	35
3.5	RÉCOLTE DE POILS	35
3.6	ANALYSES ADN	36
3.6.1	<i>ADN mitochondrial</i>	37
3.6.2	<i>Microsatellites</i>	38
4.	MATÉRIEL ET MÉTHODE	40
4.1	SITUATION GÉOGRAPHIQUE	40
4.1.1	<i>La Belgique</i>	40
4.1.2	<i>Le Brabant wallon et le bassin de la Dyle</i>	40
4.2	DÉTERMINATION DES SITES D'ÉTUDE	41
4.2.1	<i>Définition d'un site</i>	41
4.2.2	<i>Inventaire des sites sur le bassin de la Dyle</i>	41
4.2.3	<i>Cartographie et choix des sites</i>	42
4.3	DESCRIPTION ET PRÉSENTATION GÉNÉRALE DES SITES SÉLECTIONNÉS	44
4.3.1	<i>Cartographie et méthodes de mesure</i>	44
4.3.2	<i>Description des sites</i>	45
4.3.2.1	Bois de Lauzelle	46
4.3.2.2	Court-Saint-Étienne	47
4.3.2.3	Agnissart	48
4.4	DÉTERMINATION DU NOMBRE D'INDIVIDUS SUR CHAQUE SITE	49
4.4.1	<i>Pièges à poils</i>	49
4.4.1.1	Détail des pièges et positionnement	49
4.4.1.2	Récolte de poils	51
4.4.2	<i>Analyse ADN</i>	52
4.5	CARACTÉRISATIONS DENDROMÉTRIQUES ET OUVERTURE DU COUVERT	52
4.5.1	<i>Installation des placettes de mesure</i>	53
4.5.1.1	Analyse de l'activité de coupe suivant la distance perpendiculaire à la berge	53
4.5.1.2	Dimensions des unités d'échantillonnage	54
4.5.1.3	Nombre et positionnement	55
4.5.2	<i>Mesures dendrométriques</i>	55
4.5.3	<i>Ouverture du couvert forestier</i>	56
5.	RÉSULTATS	58

5.1	CARTOGRAPHIE ET ÉLÉMENTS GÉNÉRIQUES	58
5.1.1	<i>Bois de Lauzelle</i>	58
5.1.2	<i>Court-Saint-Étienne</i>	58
5.1.3	<i>Agnissart</i>	58
5.2	PRÉFÉRENCES DE CONSOMMATION	59
5.2.1	<i>Essences</i>	59
5.2.2	<i>Dimensions sélectionnées</i>	61
5.3	COMPARAISONS ENTRE LES SITES ET TEMPORALITÉ DES IMPACTS	63
5.4	OUVERTURE DU COUVERT FORESTIER	65
5.5	RÉCOLTE DE POILS	66
6.	DISCUSSION	69
6.1	CHOIX DES SITES	69
6.2	CARTOGRAPHIE ET ÉLÉMENTS GÉNÉRIQUES	69
6.2.1	<i>Bois de Lauzelle</i>	70
6.2.2	<i>Court-Saint-Étienne</i>	70
6.2.3	<i>Agnissart</i>	71
6.3	PRÉFÉRENCES DE CONSOMMATION	71
6.3.1	<i>Essences appréciées</i>	71
6.3.2	<i>Dimensions sélectionnées</i>	72
6.4	COMPARAISON ENTRE LES SITES ET TEMPORALITÉ DES IMPACTS.....	73
6.5	OUVERTURE DU COUVERT FORESTIER	75
6.6	RÉCOLTE DE POILS	76
7.	CONCLUSION.....	78
8.	PERSPECTIVES	79
9.	BIBLIOGRAPHIE	80
10.	ANNEXES.....	89
10.1	RECUEILS NON-EXHAUSTIFS DES MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE ET DE MESURE UTILISÉES DANS LA LITTÉRATURE.....	89
10.2	LISTE DES 18 SITES RÉPERTORIÉS ET DE LEURS CARACTÉRISTIQUES.....	92
10.3	CARTES PRODUITES LORS DE LA CAMPAGNE D'INVENTAIRE	94
	Bois de Lauzelle	94
	Court-Saint-Étienne.....	97
	Agnissart	97
10.4	DISPOSITION INITIALE DES PIÈGES À POILS SUR LES SITES DE COURT-SAINT-ÉTIENNE ET D'AGNISSART.....	99
10.5	CONSTATATIONS ET CONSEILS POUR LE PIÉGEAGE DE POILS DE CASTOR.....	100
10.6	POURCENTAGE CUMULÉ DE SECTION RONGÉE EN FONCTION DE LA DISTANCE À LA BERGE..	102
10.7	POSITIONNEMENT DES CELLULES DE MESURE SUR LES TROIS SITES.....	104

10.8	ÉVOLUTION DU TAUX DE SONDAGE POUR LES TROIS SITES	106
10.9	CARACTÉRISTIQUES CARTOGRAPHIQUES DES SITES	108
10.10	RÉPARTITION DU NOMBRE TOTAL D'ARBRES RONGÉS PAR LES CASTORS ENTRE LES DIFFÉRENTES ESSENCES	111
10.11	DISTRIBUTION DES SECTIONS RONGÉES SELON L'ANCIENNETÉ DES DÉGÂTS.....	113
10.12	RÉSULTATS DES MESURES PAR CELLULES EN TERMES DE SURFACE TERRIÈRE ET D'OUVERTURE DU COUVERT.....	114
10.13	BILAN CARTOGRAPHIQUE DE LA RÉCOLTE DE POILS SUR LES TROIS SITES	118
10.14	COMPARAISONS CARTOGRAPHIQUES ENTRE LA RÉCOLTE DE POILS ET LES IMPACTS SUR LA VÉGÉTATION LIGNEUSE.....	120
10.15	RÉCOLTE DE POILS À CHAQUE PASSAGE ET COMPARAISON AVEC LES ÉVENTUELS SOUS-SITES	123

TABLE DES FIGURES

FIGURE 1 POPULATIONS RELICTUELLES DU CASTOR EUROPÉEN À LEUR PLUS BAS NIVEAU EN EUROPE ET EN ASIE (HALLEY ET AL., 2012)	6
FIGURE 2A ET B AIRE DE RÉPARTITION DU CASTOR EN EUROPE ET EN ASIE, RESPECTIVEMENT (HALLEY ET AL., 2012). LES PLAGES EN NOIR SONT LES ZONES DESQUELLES LE CASTOR N'A JAMAIS DISPARU ; CES HUIT RELIQUATS DE POPULATION SONT NUMÉROTÉS. LES PLAGES PRÉSENTANT UN GRISÉ INTERMÉDIAIRE SONT LES ZONES OÙ LA RÉINSTALLATION DE L'ANIMAL EST OBSERVÉE. ENFIN, LES PLAGES GRIS CLAIR PRÉSENTENT LES ZONES OCCUPÉES PAR LE CASTOR AMÉRICAIN.	7
FIGURE 3 PHOTOGRAPHIE D'INCISIVES DE CASTOR À L'ÉMAIL ORANGÉ ET DIASTÈME (BARVAUX ET AL., 2015).	9
FIGURE 4 COULÉE DE CONNEXION RELIANT UN RUISSEAU ET UN PLAN D'EAU (RUTSAERT, NOV. 2019, COURT-SAINT-ÉTIENNE).	11
FIGURE 5 REPRÉSENTATION DES TROIS STRUCTURES DIFFÉRENTES OBSERVABLES POUR UNE LOGE DE CASTORS (BARVAUX ET FERON, 2015).	13
FIGURE 6 PRÉDICTION DE L'ÉVOLUTION DU NOMBRE DE COLONIES DE CASTORS EN NORVÈGE. IL EST POSSIBLE D'Y OBSERVER LES QUATRE PHASES DE COLONISATION D'UN BASSIN VERSANT. LA SECONDE COURBE EN POINTILLÉ PRÉSENTE UN SCÉNARIO OÙ LA CHASSE AU CASTOR SERAIT IMPORTANTE (ROSELL ET PARKER, 2012).	14
FIGURE 7 STRUCTURE DE DÉCOUPE TYPIQUE PRÉSENTANT L'ALTERNANCE DE DEUX ANGLES SUCCESSIFS EN BIAIS PAR RAPPORT À LA FIBRE DE BOIS (RUTSAERT, MAI 2020, COURT-SAINT-ÉTIENNE).	22
FIGURE 8 SITES DE CASTORS RÉPERTORIÉS PAR NATAGORA EN 2019 (RAES, 2019) DANS LE BRABANT-WALLON (PARTIELLEMENT REPRÉSENTÉ). LES SITES ACTUELS SONT REPRÉSENTÉS PAR DES CROIX VERTES (N=45) TANDIS QUE LES SITES ABANDONNÉS SONT REPRÉSENTÉS PAR DES CERCLES ROUGES (N=5).	42
FIGURE 9 REPRÉSENTATION CARTOGRAPHIQUE DES 16 SITES RÉPERTORIÉS, DE LEUR TAILLE ET DE LEUR POTENTIEL POUR LA PRÉSENTE ÉTUDE. LA TAILLE DES CERCLES CARACTÉRISE LA LONGUEUR DE LA PORTION DE COURS D'EAU SUR LAQUELLE LE SITE EST ÉTABLI TANDIS QUE LA COULEUR REPRÉSENTE L'INTÉRÊT DU SITE DANS LE CADRE DE LA PRÉSENTE ÉTUDE (COTE SUR 3, VERT ÉQUIVAUT À UN SITE D'INTÉRÊT MAJEUR, ORANGE À UN SITE D'INTÉRÊT MOYEN ET ROUGE À UN SITE SANS POTENTIEL). LES SITES RETENUS SONT LES 7 (AGNISSART), 11 (COURT-SAINT-ÉTIENNE) ET 17 (BOIS DE LAUZELLE). LES INFORMATIONS DÉTAILLÉES DE CHAQUE SITE SONT REPRIS À L'ANNEXE 1.	43
FIGURE 10 LOCALISATIONS DES SITES D'AGNISSART (AGN), DE COURT-SAINT-ÉTIENNE (CSE) ET DU BOIS DE LAUZELLE (BDL). FOND DE CARTE OPENSTREETMAP.	45
FIGURE 11 REPRÉSENTATION CARTOGRAPHIQUE DU SITE DU BOIS DE LAUZELLE ET DES ÉLÉMENTS INHÉRENTS À LA PRÉSENCE DE CASTORS. LA MINI-CARTE LOCALISE LE SITE DANS LE BOIS DE LAUZELLE, AU NORD-OUEST DE LOUVAIN-LA-NEUVE, ENTRE LA N238 ET LA N4 (OPENSTREETMAP). LES AUTRES CARTES ÉTABLIES POUR LE SITE DU BOIS DE LAUZELLE SONT REPRIS À L'ANNEXE 2.	46
FIGURE 12 REPRÉSENTATION CARTOGRAPHIQUE DU SITE DE COURT-SAINT-ÉTIENNE ET DES ÉLÉMENTS INHÉRENTS À LA PRÉSENCE DE CASTORS. LA MINI-CARTE LOCALISE LE SITE LE LONG DE LA THYLE, AU SUD DE LA N25 (OPENSTREETMAP). L'AUTRE CARTE ÉTABLIE POUR LE SITE DE COURT-SAINT-ÉTIENNE EST REPRIS À L'ANNEXE 2.	47
FIGURE 13 REPRÉSENTATION CARTOGRAPHIQUE DU SITE D'AGNISSART ET DES ÉLÉMENTS INHÉRENTS À LA PRÉSENCE DE CASTORS. LA MINI-CARTE LOCALISE LE SITE AU NORD DE LA N25 ET À L'OUEST DU VILLAGE DE SCLAGE (OPENSTREETMAP). LES AUTRES CARTES ÉTABLIES POUR LE SITE D'AGNISSART SONT REPRIS À L'ANNEXE 2.	48
FIGURE 14 PHOTOGRAPHIE D'UN DISPOSITIF DE RÉCOLTE DE POILS (PIÈGE À POILS) SIMPLE TIGE (RUTSAERT, MARS 2020, OTTIGNIES-LOUVAIN-LA-NEUVE).	49
FIGURE 15 POSITIONNEMENT INITIAL DE TERRAIN DES PIÈGES À POILS (N=20) SUR LE SITE DU BOIS DE LAUZELLE. LES PIÈGES SONT DISPOSÉS SYSTÉMATIQUEMENT SUR DES COULÉES ACTIVES (PRÉSENTANT DES TRACES RÉCENTES D'ACTIVITÉ). LES COULÉES SITUÉES À PROXIMITÉ DES TERRIERS, DES ZONES DE COUPE OU DES PLANS D'EAU SONT PRIVILÉGIÉES POUR LA POSE DE PIÈGES.	50
FIGURE 16 EXEMPLE D'UNE ZONE TAMPON DE 10 MÈTRES ÉTABLIE PAR COUCHES SUCCESSIVES DE 2 MÈTRES AUTOUR DES BERGES SUR UNE PORTION DU SITE DU BOIS DE LAUZELLE. LES ARBRES COMPRIS DANS LA ZONE DES 10 MÈTRES DE BERGE SONT MARQUÉS EN JAUNE TANDIS QUE LES ARBRES HORS DE LA ZONE SONT REPRÉSENTÉS EN VERT.	54

FIGURE 17 REPRÉSENTATION DES POINTS IMAGINAIRES UTILISÉS POUR DÉTERMINER L'OUVERTURE DE LA CANOPÉE À L'AIDE D'UN DENSIMÈTRE CONVEXE. LES POINTS PLEINS REPRÉSENTENT UNE OUVERTURE (VALEUR DE 1). LES POINTS CREUX REPRÉSENTENT UNE FERMETURE DU COUVERT (VALEUR DE 0) (BAUDRY ET AL., 2013).....	56
FIGURE 18 RÉPARTITION DU NOMBRE D'ARBRES À L'HECTARE DISPONIBLES (EN BLEU) ET RONGÉS (EN ORANGE) PARMI LES DIFFÉRENTES ESSENCES RENCONTRÉES SUR L'ENSEMBLE DES SITES. LE TAUX DE CONSOMMATION EST RENSEIGNÉ EN ÉTIQUETTE. LES ESSENCES SONT TRIÉES PAR ORDRE DÉCROISSANT DE TAUX DE CONSOMMATION.....	60
FIGURE 19 RÉPARTITION DE LA SURFACE TERRIÈRE DISPONIBLE (EN BLEU) ET RONGÉE (EN ORANGE) PARMI LES DIFFÉRENTES ESSENCES RENCONTRÉES SUR L'ENSEMBLE DES SITES. LE TAUX DE CONSOMMATION EST RENSEIGNÉ EN ÉTIQUETTE. LES ESSENCES SONT TRIÉES PAR ORDRE DÉCROISSANT DE TAUX DE CONSOMMATION.	60
FIGURE 20 RÉPARTITION DES NOMBRES D'ARBRES DISPONIBLES ET RONGÉS À L'HECTARE PARMI LES DIX CATÉGORIES DE DIAMÈTRE. LES VALEURS POUR LE SITE DU BOIS DE LAUZELLE SONT REPRÉSENTÉES DANS LES TONS ORANGES, CELLES POUR LE SITE DE COURT-SAINT-ÉTIENNE DANS LES TONS BLEUS ET CELLES POUR LE SITE D'AGNISSART DANS LES TONS VERTS. LES TONS PLUS CLAIRS PRÉSENTENT LE NOMBRE D'ARBRES RONGÉS. LE TAUX DE CONSOMMATION EST REPRIS EN ÉTIQUETTE.....	61
FIGURE 21 RÉPARTITION DE LA SURFACE TERRIÈRE DES ARBRES DISPONIBLES ET RONGÉS À L'HECTARE PARMI LES DIX CATÉGORIES DE DIAMÈTRE. LES VALEURS POUR LE SITE DU BOIS DE LAUZELLE SONT REPRÉSENTÉES DANS LES TONS ORANGES, CELLES POUR LE SITE DE COURT-SAINT-ÉTIENNE DANS LES TONS BLEUS ET CELLES POUR LE SITE D'AGNISSART DANS LES TONS VERTS. LES TONS PLUS CLAIRS PRÉSENTENT LA SURFACE TERRIÈRE RONGÉE. LE TAUX DE CONSOMMATION EST REPRIS EN ÉTIQUETTE. POUR PRÉSERVER LA LISIBILITÉ DU GRAPHIQUE, LA DERNIÈRE CATÉGORIE DE DIAMÈTRE N'EST PAS REPRÉSENTÉE DANS SON INTÉGRALITÉ. LES VALEURS POUR CETTE CATÉGORIE SONT REPRIS EN ÉTIQUETTE.....	62
FIGURE 22 ÉVOLUTION DES TAUX DE CONSOMMATION DE LA SURFACE TERRIÈRE POUR LES TROIS SITES. LES TAUX DE CONSOMMATION EN TERMES DE NOMBRE D'ARBRES NE SONT PAS REPRÉSENTÉS CAR ILS SONT TRÈS SIMILAIRES À CEUX ÉTABLIS AVEC LA SURFACE TERRIÈRE.	63
FIGURE 23 A, B ET C RÉPARTITION DE LA SURFACE TERRIÈRE BASALE PARMI LES ARBRES RONGÉS SUR LE SITE DE BDL, DE CSE ET D'AGN, RESPECTIVEMENT. « 1 » CORRESPOND À UNE COUPE RÉCENTE, « 2 » À UNE VIEILLE COUPE ET « 3 » À UNE TRÈS VIEILLE COUPE.	65
FIGURE 24 TAUX D'OUVERTURE DU COUVERT EN FONCTION DE LA SURFACE TERRIÈRE. CHAQUE POINT CORRESPOND AUX VALEURS DÉTERMINÉES SUR UNE CELLULE DE MESURE. LES TENDANCES LINÉAIRES SONT REPRIS EN POINTILLÉS POUR FACILITER LA LECTURE DU GRAPHIQUE MAIS CELLES-CI NE SONT PAS SIGNIFICATIVES.	66
FIGURE 25 PHOTOGRAPHIE D'UN ÉCHANTILLON SUR UN BARBELÉ DE PIÈGE. LES POILS DE GARDE SONT IDENTIFIABLES EN HAUT À GAUCHE DU BARBELÉ TANDIS QUE LA TOUFFE EN BAS À DROITE EST COMPOSÉE DE POILS DE BOURRE.....	66
FIGURE 26 POSITION DES ARBRES RONGÉS ET ANCIENNETÉ DE LA COUPE (1=RÉCENT;2=VIEUX;3=TRÈS VIEUX) SUR LE SITE DU BOIS DE LAUZELLE	94
FIGURE 27 POSITION DES ARBRES RONGÉS ET IDENTIFICATION DE L'ESSENCE SUR LE SITE DU BOIS DE LAUZELLE.....	94
FIGURE 28 ESTIMATION PAR NOYAU (CARTE DE FRÉQUENTATION) DE LA DENSITÉ DES ARBRES RONGÉS SUR LE SITE DU BOIS DE LAUZELLE. LES ZONES DE DÉCOUPE LES PLUS INTENSES SONT NUMÉROTÉES.	95
FIGURE 29 ESTIMATION PAR NOYAU DE LA DENSITÉ DES ARBRES RONGÉS EN INTÉGRANT LE FACTEUR DE TEMPORALITÉ DE LA COUPE (1,2 OU 3) SUR LE SITE DU BOIS DE LAUZELLE. CE FACTEUR DONNE DONC AUX ARBRES COUPÉS LES PLUS RÉCEMMENT UN POIDS PLUS IMPORTANT (VALEUR DE 1, 2 OU 3).	95
FIGURE 30 ESTIMATION PAR NOYAU DE LA DENSITÉ DES COULÉES SUR LE SITE DU BOIS DE LAUZELLE. UNE FONCTION SPÉCIFIQUE EST EMPLOYÉE AFIN DE POUVOIR TRAVAILLER AVEC UN ÉLÉMENT LINÉAIRE PLUTÔT QUE PONCTUEL.	96
FIGURE 31 EXTRAIT COMPARATIF METTANT EN RELATION L'ESTIMATION PAR NOYAU DE LA DENSITÉ D'ARBRES RONGÉS ET LA CIRCONFÉRENCE (TAILLE DES CERCLES) DE CEUX-CI SUR UNE PORTION DU SITE DU BOIS DE LAUZELLE	96
FIGURE 32 ESTIMATION PAR NOYAU (CARTE DE FRÉQUENTATION) DE LA DENSITÉ DES ARBRES RONGÉS, POSITION ET TEMPORALITÉ DES COUPES SUR LE SITE DE COURT-SAINT-ÉTIENNE. LES ZONES DE DÉCOUPE LES PLUS INTENSES SONT NUMÉROTÉES.	97
FIGURE 33 TEMPORALITÉ ET POSITION DES ARBRES RONGÉS SUR LE SITE D'AGNISSART	97
FIGURE 34 ESTIMATION PAR NOYAU (CARTE DE FRÉQUENTATION) DE LA DENSITÉ DES ARBRES RONGÉS SUR LE SITE D'AGNISSART. LES ZONES DE DÉCOUPE LES PLUS INTENSES SONT NUMÉROTÉES.	98

FIGURE 35 DISPOSITION INITIALE PRÉVISIONNELLE DES PIÈGES À POILS SUR LE SITE DE COURT-SAINT-ÉTIENNE	99
FIGURE 36 DISPOSITION INITIALE PRÉVISIONNELLE DES PIÈGES À POILS SUR LE SITE D'AGNISSART	99
FIGURE 37 POURCENTAGE DES SECTIONS CUMULÉES EN FONCTION DE LA DISTANCE PAR RAPPORT À LA BERGE POUR LE SITE DU BOIS DE LAUZELLE. LA COURBE EN ORANGE REPRÉSENTE LA TENDANCE OBSERVÉE SUR CE SITE.	102
FIGURE 38 POURCENTAGE DES SECTIONS CUMULÉES EN FONCTION DE LA DISTANCE PAR RAPPORT À LA BERGE POUR LE SITE DE COURT-SAINT-ÉTIENNE. LA COURBE EN ORANGE REPRÉSENTE LA TENDANCE OBSERVÉE SUR LE SITE DU BOIS DE LAUZELLE.	102
FIGURE 39 POURCENTAGE DES SECTIONS CUMULÉES EN FONCTION DE LA DISTANCE PAR RAPPORT À LA BERGE POUR LE SITE D'AGNISSART. LA COURBE EN ORANGE REPRÉSENTE LA TENDANCE OBSERVÉE SUR LE SITE DU BOIS DE LAUZELLE.	103
FIGURE 40 MOYENNE DES POURCENTAGES DE SECTIONS CUMULÉES DES TROIS SITES EN FONCTION DE LA DISTANCE PAR RAPPORT À LA BERGE.	103
FIGURE 41 DISPOSITION DES CELLULES DE MESURE POUR LE BOIS DE LAUZELLE	104
FIGURE 42 DISPOSITION DES CELLULES DE MESURE POUR LE SITE DE COURT-SAINT-ÉTIENNE	104
FIGURE 43 DISPOSITION DES CELLULES DE MESURE POUR LE SITE D'AGNISSART	105
FIGURE 44 ÉVOLUTION DU TAUX DE SONDAGE EN FONCTION DU NOMBRE DE CELLULES POUR LE SITE	106
FIGURE 45 ÉVOLUTION DU TAUX DE SONDAGE EN FONCTION DU NOMBRE DE CELLULES POUR LE SITE DE COURT-SAINT-ÉTIENNE ...	106
FIGURE 46 ÉVOLUTION DU TAUX DE SONDAGE EN FONCTION DU NOMBRE DE CELLULES POUR LE SITE D'AGNISSART	107
FIGURE 47 DISTRIBUTION DU NOMBRE D'ARBRES RONGÉS SELON LES ESPÈCES POUR LE SITE DU BOIS	111
FIGURE 48 DISTRIBUTION DU NOMBRE D'ARBRES RONGÉS SELON LES ESPÈCES POUR LE SITE DE COURT-SAINT-ÉTIENNE. « NI » CORRESPONDS AUX SOUCHES NON-IDENTIFIÉES.	112
FIGURE 49 DISTRIBUTION DU NOMBRE D'ARBRES RONGÉS SELON LES ESPÈCES POUR LE SITE D'AGNISSART. « NI » CORRESPONDS AUX SOUCHES NON-IDENTIFIÉES.	112
FIGURE 50 REPRÉSENTATION CARTOGRAPHIQUE DE L'ÉCLAIREMENT, DE LA SURFACE TERRIÈRE TOTALE ET DU TAUX DE CONSOMMATION DANS LES CELLULES INSTALLÉES AU BOIS DE LAUZELLE. LE TAUX D'OUVERTURE DU COUVERT (%) EST REPRÉSENTÉ DANS LES CARRÉS D'AUTANT PLUS CLAIRS QUE L'OUVERTURE EST ÉLEVÉE. LA SURFACE TERRIÈRE TOTALE (M ² /HA) ET LE TAUX DE CONSOMMATION (%) SONT REPRÉSENTÉS PAR DES CERCLES ; LA TAILLE DU CERCLE EST PROPORTIONNELLE À LA SURFACE TERRIÈRE, ALORS QUE SA COULEUR EST D'AUTANT PLUS SOMBRE QUE LE TAUX DE CONSOMMATION EST ÉLEVÉ.	115
FIGURE 51 REPRÉSENTATION CARTOGRAPHIQUE DE L'ÉCLAIREMENT, DE LA SURFACE TERRIÈRE TOTALE ET DU TAUX DE CONSOMMATION DANS LES CELLULES INSTALLÉES À COURT-SAINT-ÉTIENNE. LE TAUX D'OUVERTURE DU COUVERT (%) EST REPRÉSENTÉ DANS LES CARRÉS D'AUTANT PLUS CLAIRS QUE L'OUVERTURE EST ÉLEVÉE. LA SURFACE TERRIÈRE TOTALE (M ² /HA) ET LE TAUX DE CONSOMMATION (%) SONT REPRÉSENTÉS PAR DES CERCLES ; LA TAILLE DU CERCLE EST PROPORTIONNELLE À LA SURFACE TERRIÈRE, ALORS QUE SA COULEUR EST D'AUTANT PLUS SOMBRE QUE LE TAUX DE CONSOMMATION EST ÉLEVÉ.	116
FIGURE 52 REPRÉSENTATION CARTOGRAPHIQUE DE L'ÉCLAIREMENT, DE LA SURFACE TERRIÈRE TOTALE ET DU TAUX DE CONSOMMATION DANS LES CELLULES INSTALLÉES À AGNISSART. LE TAUX D'OUVERTURE DU COUVERT (%) EST REPRÉSENTÉ DANS LES CARRÉS D'AUTANT PLUS CLAIRS QUE L'OUVERTURE EST ÉLEVÉE. LA SURFACE TERRIÈRE TOTALE (M ² /HA) ET LE TAUX DE CONSOMMATION (%) SONT REPRÉSENTÉS PAR DES CERCLES ; LA TAILLE DU CERCLE EST PROPORTIONNELLE À LA SURFACE TERRIÈRE, ALORS QUE SA COULEUR EST D'AUTANT PLUS SOMBRE QUE LE TAUX DE CONSOMMATION EST ÉLEVÉ.	117
FIGURE 53 BILAN CARTOGRAPHIQUE DE LA RÉCOLTE DE POILS SUR LE SITE DU BOIS DE LAUZELLE. LES CHIFFRES CORRESPONDENT AUX NUMÉROS DES PIÈGES. LES NOMBRES RÉPÉTÉS CORRESPONDENT AUX DÉPLACEMENTS DES PIÈGES.	118
FIGURE 54 BILAN CARTOGRAPHIQUE DE LA RÉCOLTE DE POILS SUR LE SITE DE COURT-SAINT-ÉTIENNE. LES CHIFFRES CORRESPONDENT AUX NUMÉROS DES PIÈGES. LES NOMBRES RÉPÉTÉS CORRESPONDENT AUX DÉPLACEMENTS DES PIÈGES.	118
FIGURE 55 BILAN CARTOGRAPHIQUE DE LA RÉCOLTE DE POILS SUR LE SITE D'AGNISSART. LES CHIFFRES CORRESPONDENT AUX NUMÉROS DES PIÈGES. LES NOMBRES RÉPÉTÉS CORRESPONDENT AUX DÉPLACEMENTS DES PIÈGES.	119
FIGURE 56 A ET B RÉSULTATS DE LA CAMPAGNE DE RÉCOLTE DE POILS EN SUPERPOSITION AVEC LA CARTE DE FRÉQUENTATION (HEATMAP) DES ARBRES RONGÉS (CFR ANNEXE 2) POUR BDL. LA TAILLE DES CERCLES AUGMENTE AVEC LE NOMBRE D'ÉCHANTILLONS RÉCOLTÉS SUR LES PIÈGES. (B) CARTE DE FRÉQUENTATION PONDÉRÉE SELON LE NOMBRE D'ÉCHANTILLONS RÉCOLTÉS SUR CHAQUE PIÈGE EN COMPARAISON AVEC LA SURFACE TERRIÈRE CONSOMMÉE.	120

FIGURE 57 A ET B RÉSULTATS DE LA CAMPAGNE DE RÉCOLTE DE POILS EN SUPERPOSITION AVEC LA CARTE DE FRÉQUENTATION (HEATMAP) DES ARBRES RONGÉS POUR CSE. (B) CARTE DE FRÉQUENTATION (HEATMAP) PONDÉRÉE SELON LE NOMBRE D'ÉCHANTILLONS RÉCOLTÉS SUR CHAQUE PIÈGE À POILS POUR CSE. LE TAUX DE CONSOMMATION DE LA SURFACE TERRIÈRE ÉTABLI POUR CHAQUE CELLULE EST REPRÉSENTÉ SELON L'AUGMENTATION DE LA TAILLE DES CERCLES.	121
FIGURE 58 A ET B RÉSULTATS DE LA CAMPAGNE DE RÉCOLTE DE POILS EN SUPERPOSITION AVEC LA CARTE DE FRÉQUENTATION (HEATMAP) DES ARBRES RONGÉS POUR AGN. (B) CARTE DE FRÉQUENTATION (HEATMAP) PONDÉRÉE SELON LE NOMBRE D'ÉCHANTILLONS RÉCOLTÉS SUR CHAQUE PIÈGE À POILS POUR AGN. LE TAUX DE CONSOMMATION DE LA SURFACE TERRIÈRE ÉTABLI POUR CHAQUE CELLULE EST REPRÉSENTÉ SELON L'AUGMENTATION DE LA TAILLE DES CERCLES.	122

TABLE DES TABLEAUX

TABLEAU 1 BALANCE DES BÉNÉFICES ET DES COÛTS LIÉS À LA PRÉSENCE DU CASTOR DANS UN ÉCOSYSTÈME	19
TABLEAU 2 INVENTAIRE DES ÉCHANTILLONS RÉCOLTÉS AU 5ÈME JOUR D'ÉCHANTILLONNAGE	52
TABLEAU 3 APERÇU SYNTHÉTIQUE DES RÉSULTATS DE LA CAMPAGNE D'ÉCHANTILLONNAGE MENÉE SUR LES TROIS SITES SÉLECTIONNÉS POUR L'ÉTUDE.	64
TABLEAU 4 RÉSULTATS DE LA RÉCOLTE DE POILS POUR LES TROIS SITES.....	67
TABLEAU 5 RECUEIL NON-EXHAUSTIF DES MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE DENDROMÉTRIQUES UTILISÉES DANS LA LITTÉRATURE. ...	89
TABLEAU 6 RECUEIL NON-EXHAUSTIF DES MÉTHODES DENDROMÉTRIQUES UTILISÉES DANS LA LITTÉRATURE	90
TABLEAU 7 CARACTÉRISTIQUES DES SITES RÉPERTORIÉS. LES TROIS SITES SÉLECTIONNÉS SONT SURLIGNÉS EN VERT.	92
TABLEAU 8 CARACTÉRISTIQUES DES SITES RÉPERTORIÉS. LES TROIS SITES SÉLECTIONNÉS SONT SURLIGNÉS EN VERT (SUITE)	93
TABLEAU 9 CARACTÉRISTIQUES CARTOGRAPHIQUES POUR LE SITE DU BOIS DE LAUZELLE (1). UN BARRAGE ENTRETENU (« ENTR. ») PRÉSENTE DES BOIS RÉCEMMENT DISPOSÉS DE COULEUR CLAIRE ET PEU ALTÉRÉS.	108
TABLEAU 10 CARACTÉRISTIQUES CARTOGRAPHIQUES POUR LE SITE DU BOIS DE LAUZELLE (2). LES PLANS D'EAU DE CASTORS SONT CEUX ENGENDRÉS PAR L'ANIMAL TANDIS QUE LES PLANS D'EAU COLONISÉS SONT JUSTE OCCUPÉS PAR CELUI-CI.	108
TABLEAU 11 CARACTÉRISTIQUES CARTOGRAPHIQUES POUR LE SITE DE COURT-SAINT-ÉTIENNE (1). UN BARRAGE ENTRETENU (« ENTR. ») PRÉSENTE DES BOIS RÉCEMMENT DISPOSÉS DE COULEUR CLAIRE ET PEU ALTÉRÉS.	109
TABLEAU 12 CARACTÉRISTIQUES CARTOGRAPHIQUES POUR LE SITE DE COURT-SAINT-ÉTIENNE (2). LES PLANS D'EAU DE CASTORS SONT CEUX ENGENDRÉS PAR L'ANIMAL TANDIS QUE LES PLANS D'EAU COLONISÉS SONT JUSTE OCCUPÉS PAR CELUI-CI.	109
TABLEAU 13 CARACTÉRISTIQUES CARTOGRAPHIQUES POUR LE SITE D'AGNISSART (1). UN BARRAGE ENTRETENU (« ENTR. ») PRÉSENTE DES BOIS RÉCEMMENT DISPOSÉS DE COULEUR CLAIRE ET PEU ALTÉRÉS.....	110
TABLEAU 14 CARACTÉRISTIQUES CARTOGRAPHIQUES POUR LE SITE D'AGNISSART (2). LES PLANS D'EAU DE CASTORS SONT CEUX ENGENDRÉS PAR L'ANIMAL TANDIS QUE LES PLANS D'EAU COLONISÉS SONT JUSTE OCCUPÉS PAR CELUI-CI.	110
TABLEAU 15 SECTION RONGÉE TOTALE, MOYENNE ET DISTRIBUTION SELON L'ANCIENNETÉ DES DÉGÂTS. CES DONNÉES REPRENENT L'ENSEMBLE DES ARBRES RONGÉS. ELLES NE SONT DONC PAS LIÉES À UNE SURFACE DÉFINIE.....	113
TABLEAU 16 SURFACE TERRIÈRE, SURFACE TERRIÈRE CONSOMMÉE ET TAUX DE CONSOMMATION PAR CELLULES POUR LES DIFFÉRENTS SITES.	114
TABLEAU 17 TAUX D'OUVERTURES DU COUVERT (MOYENNES ET ÉCARTS-TYPES ; %) PAR CELLULE POUR LES DIFFÉRENTS SITES (LES ÉCARTS-TYPE CORRESPONDENT À LA MOYENNE DES QUATRE MESURES PAR CELLULE).....	114
TABLEAU 18 RÉSULTATS DE RÉCOLTE À CHAQUE PASSAGE POUR LE SITE DU BOIS DE LAUZELLE. LES CASES ROUGES MARQUENT UNE RÉCOLTE POSITIVE. LES CASES VERTES MARQUENT L'INSTALLATION (« INST. ») OU LE DÉPLACEMENT (« DÉP. ») D'UN PIÈGE. LES PIÈGES SONT LISTÉS DE MANIÈRE À METTRE EN LUMIÈRE LES ÉVENTUELS SOUS-SITES (BLEU ET JAUNE, CFR POINT 6.2.1) ET ORDONNÉS SELON LA DATE DE LA PREMIÈRE RÉCOLTE.	123
TABLEAU 19 RÉSULTATS DE RÉCOLTE À CHAQUE PASSAGE POUR LE SITE DE COURT-SAINT-ÉTIENNE. LES CASES ROUGES MARQUENT UNE RÉCOLTE POSITIVE. LES CASES VERTES MARQUENT L'INSTALLATION (« INST. ») OU LE DÉPLACEMENT (« DÉP. ») D'UN PIÈGE. LES PIÈGES SONT LISTÉS DE MANIÈRE À METTRE EN LUMIÈRE LES ÉVENTUELS SOUS-SITES (BLEU ET JAUNE, CFR POINT 6.2.2) ET ORDONNÉS SELON LA DATE DE LA PREMIÈRE RÉCOLTE.	124
TABLEAU 20 RÉSULTATS DE RÉCOLTE À CHAQUE PASSAGE POUR LE SITE D'AGNISSART. LES CASES ROUGES MARQUENT UNE RÉCOLTE POSITIVE. LES CASES VERTES MARQUENT L'INSTALLATION (« INST. ») OU LE DÉPLACEMENT (« DÉP. ») D'UN PIÈGE. LES PIÈGES SONT LISTÉS DE MANIÈRE À METTRE EN ÉVIDENCE LES ÉVENTUELS SOUS-SITES (BLEU ET JAUNE, CFR POINT 6.2.3)	125

1. REMERCIEMENTS

La réalisation du présent mémoire n'aurait jamais été possible sans le soutien et le suivi de mes deux promoteurs. J'aimerais donc commencer par chaleureusement remercier Mr. Quentin Ponette et Mr. Xavier Rollin pour la confiance qu'ils m'ont accordée mais également pour le temps qu'ils ont investi et tout ce qu'ils m'ont appris au cours de ce master.

Je remercie également les deux lecteurs qui ont accepté de faire partie du jury de ce mémoire, Mr. Jean-Philippe Bizoux et Mr. Mathieu Jonard.

J'aimerais en outre exprimer ma gratitude envers les différents agents forestiers qui m'ont accordé les accès, guidé et renseigné à travers mes parcours de terrain. Parmi eux, j'aimerai spécifiquement remercier Jean-Claude Mangeot pour son intérêt, son soutien et sa disponibilité.

Je souhaiterais ensuite remercier mes parents pour la voiture qu'ils m'ont prêtée à de multiples reprises mais surtout pour le soutien dont ils ont toujours fait preuve. Leur intérêt pour la présente étude fait chaud au cœur. Je remercie également ma maman d'avoir accepté de relire le présent document.

Je remercie mon frère et mes sœurs pour leur soutien et leur intérêt dont particulièrement ma sœur Camille pour la relecture du présent travail.

Je terminerai en remerciant Florence pour son soutien, sa tolérance et la patience dont elle a fait preuve.

2. INTRODUCTION ET OBJECTIFS DU MÉMOIRE

Le castor a développé des adaptations exceptionnelles dans le règne animal. Ces caractéristiques uniques ont élevé cet architecte des cours d'eau au rang d'espèce emblématique. Ce statut ne l'a pourtant pas préservée lorsqu'elle a quasiment été éliminée de l'Europe de l'Ouest au cours du 20^{ème} siècle. Le castor présente des capacités inédites de modification sur son environnement. En cela, il est considéré comme une espèce « clé de voute » (Keystone species). En effet, sa présence dans un écosystème a des répercussions directes et indirectes sur de très nombreuses espèces dont la résultante est une augmentation globale de la biodiversité (Gaywood, 2015). Ainsi, cet animal reproduit naturellement les effets de coûteux programmes de restauration des zones humides.

L'année 1848 voit périr le dernier castor belge (Luglia, 2013). Il faudra ensuite attendre la dernière décennie du 20^{ème} siècle pour voir ce rongeur recoloniser ses anciens territoires en Belgique. La recolonisation prend place dans des zones densément peuplées et fortement actives industriellement (notamment sur les cours d'eau). Actuellement, la cohabitation et le partage du territoire entre le castor et l'homme présentent un enjeu important régissant la gestion des cours d'eau et des ripisylves en Wallonie.

Le présent travail rejoint donc une lignée expérimentale de recherches dont l'objectif est d'étoffer les connaissances sur l'écologie, la distribution et l'évolution des populations de castors européens. La phase actuelle de recolonisation du territoire en Région wallonne montre la nécessité de peaufiner les connaissances sur le rongeur tout en offrant des perspectives idéales pour l'étude de ce dernier. L'estimation et le suivi de la population constituent une information cruciale pour la gestion de l'espèce et des écosystèmes dans lesquels elle s'établit.

Le présent mémoire est réalisé sur le bassin de la Dyle. Les objectifs retenus sont, par ordre croissant d'importance :

- Réaliser un inventaire non-exhaustif des sites de castor ;
- Cartographier et inventorier des sites d'intérêt pour l'étude ;
- Étudier les impacts forestiers du castor européen ;
- Appliquer d'une méthode génétique d'estimation des populations de castors ;
- Présenter une méthode dendrométrique permettant l'estimation indirecte des populations de castors.

L'objectif final est de présenter une méthode basée sur les impacts forestiers de l'animal. Cette méthode doit être efficiente et extrapolable à n'importe quel site en Région wallonne.

Dans ce cadre, trois sites d'intérêt sont sélectionnés dans le bassin de la Dyle. Un système d'échantillonnage est mis au point afin d'estimer la surface terrière et le nombre d'arbres disponibles et rongés sur chacun de ces sites. Le même dispositif d'échantillonnage est employé pour estimer l'ouverture du couvert forestier. Parallèlement, des pièges à poils sont disposés au niveau des zones de passages de l'animal en vue d'en extraire l'ADN (Acide désoxyribonucléique) pour obtenir la distinction individuelle et les liens parentaux des castors sur chaque site. Cette dernière analyse n'a toutefois pu être effectuée en raison des restrictions liées à la pandémie de Covid-19.

La mise en relation de l'ensemble de ces informations permet ensuite de proposer une méthode d'estimation de la population de castors sur un site défini à l'aide d'une étude dendrométrique des ripisylves.

3. ÉTAT DE L'ART SUR CASTOR SP.

L'examen de la littérature n'exclut pas la consultation d'articles traitant de l'écologie ou du comportement du castor américain (*Castor canadensis*). En effet, cette espèce présente d'importantes similitudes physiques, écologiques et comportementales avec le castor européen (*Castor fiber*) (Campbell-Palmer et al., 2016). En outre, cette première espèce ayant moins souffert de la chasse, les castors américains ont pu être étudiés sur de plus longues périodes sans interruption.

3.1 LE CASTOR EUROPÉEN (*CASTOR FIBER*)

3.1.1 GÉNÉRALITÉS

Le castor est un mammifère semi-aquatique. Il évolue préférentiellement dans l'eau afin de se protéger des prédateurs. Ce rongeur, le plus grand d'Europe, présente des capacités exceptionnelles d'exploitation et d'utilisation de la ressource ligneuse. Il est réputé pour l'abattage d'arbres de taille nettement supérieure à la sienne ainsi que pour la construction de barrages et de huttes. Le castor est, avec l'être humain, l'une des très rares espèces capable de modifier son environnement et l'écosystème dans lequel il vit à un tel niveau et avec une telle précision (Campbell-Palmer et al., 2016).

En démultipliant la superficie des zones humides à travers la mise en place de barrages, de canaux et de coulés, les castors augmentent leur zone d'influence, leurs accès aux ressources ainsi que la profusion des ressources végétales terrestres et aquatiques nécessaires à leur subsistance. Ce rongeur présente des facultés d'adaptation remarquables à de nombreux niveaux, tels que le type d'habitat dans lequel il vit, la nourriture qu'il consomme, les ressources qu'il utilise ou encore le type de structure familiale qu'il développe (Campbell-Palmer et al., 2016).

En outre, cet animal est défini en tant qu'espèce « clé de voute ». Il présente en effet des capacités de modification majeures des écosystèmes. En augmentant rapidement l'hétérogénéité de ceux dans lesquels il vit, le castor permet l'installation d'une biodiversité abondante (Campbell-Palmer et al., 2016). Un castor à l'état sauvage vit en général 7 à 8 ans (Gaywood, 2015).

3.1.2 TAXONOMIE

Le castor européen (*Castor fiber*) est l'un des deux derniers représentants de la famille des Castoridés (*Castoridae*). Le castor américain (*Castor canadensis*) en est l'autre. Ils sont par conséquent, également, les deux derniers représentants du genre *Castor*. Les deux espèces

ont divergé il y a 7,5 millions d'années probablement suite à la colonisation d'une nouvelle niche écologique en Amérique du Nord via le détroit de Bering (Campbell-Palmer et al., 2016).

Les deux espèces étaient autrefois considérées comme une seule. En effet, elles présentent des caractéristiques physiques très semblables. De plus, elles ont des comportements relativement proches et colonisent des niches écologiques très similaires. Cependant, une analyse chromosomique révèle une différence de 8 chromosomes entre les deux espèces. Ainsi, le castor européen possède 48 chromosomes là où le castor américain n'en possède que 40. Cela relève probablement d'une fusion de 8 chromosomes lors de la différenciation des deux espèces. Il est ainsi impossible pour les deux espèces de se croiser et d'engendrer une descendance viable (Campbell-Palmer et al., 2016).

Il existe à ce jour, neuf sous-espèces de castors européens reconnues. L'existence de ces sous-espèces est fortement liée aux huit reliquats de population qui ont permis à l'espèce de subsister malgré sa quasi-extinction au cours du 19^{ème} siècle (Gabrys et Wazna, 2003) (cfr point 3.1.3).

3.1.3 HISTOIRE DES POPULATIONS, RÉPARTITION ET GÉNOMIQUE

Le dernier castor belge s'est éteint en 1848, résultat d'une longue chasse d'origine anthropique à travers toute l'Europe. Le castor qui occupait autrefois la quasi-totalité de l'Europe de l'Ouest a, en effet, longtemps été considéré comme un animal nuisible. Il était répertorié comme indésirable au vu des dégâts qu'il pouvait engendrer sur les berges, les arbres et les zones agricoles. Ceci explique le piégeage, la chasse et les rémunérations offertes pour chaque castor tué (Luglia, 2013).

De plus, le castor était exploité de manière intensive pour sa fourrure, sa viande et le castoréum extrait de sa glande anale (cfr point 3.1.6.1). L'abattage étant nécessaire pour récupérer chacune de ces ressources, ceci conduit à la raréfaction de l'animal, et ce à tel point qu'il fallut ensuite importer ces produits depuis l'Amérique du Nord, entraînant de ce fait la raréfaction des populations de castor américain (Luglia, 2013). Il est aujourd'hui indéniable qu'une très importante portion de la diversité génétique originelle du castor européen est perdue.

Huit reliquats de population vont toutefois subsister à travers l'Europe et l'Asie permettant à l'espèce de ne pas s'éteindre totalement (figure 1). Parmi ceux-ci, seuls trois de tailles très restreintes assurent la survie du castor en Europe de l'Ouest. L'un se situe en France sur le Rhône, un autre se localise en Allemagne dans l'Elbe et le dernier se trouve dans le comté de Telemark en Norvège. Il y avait ainsi moins de 1200 individus en Eurasie au plus bas de la population dont moins de 350 en Europe de l'ouest (Halley et al., 2012).

Population	Minimum population size	References
Lower Rhône, France	30	Richard 1985
Telemark, Norway	60-120	Collet 1897
Elbe, Germany	200	Heideke and Hürig 1986
Pripet marshes, Belarus/Ukraine/Russia	<300	Zharkov and Solokov 1967
Voronezh, Russia	70	Lavrov and Lavrov 1986
Konda-Sosva, Russia	300	Lavrov and Lavrov 1986
Upper Yenesei, Russia	30-40	Lavrov and Lavrov 1986
Urungu, Mongolia/China	<100-150	Lavrov and Hao-Tsuan 1961

Figure 1 Populations relictuelles du castor européen à leur plus bas niveau en Europe et en Asie (Halley et al., 2012)

Ces reliquats vont être à l'origine de la recolonisation naturelle et artificielle du castor en Europe. Ainsi neuf sous-espèces sont actuellement reconnues (Gabryś et Ważna, 2003) :

- *C. f. fiber* – Castor norvégien (scandinave) (Linnaeus, 1758) ;
- *C. f. galliae* – Castor du Rhône (Geoffroy, 1803) ;
- *C. f. albicus* – Castor de l'Elbe (Matschie, 1907) ;
- *C. f. vistulanus* – Castor vistula (Matschie, 1907) ;
- *C. f. pohlei* – Castor de l'Ouest Sibérien (ouralien) (Serebrennikov, 1929) ;
- *C. f. birulai* – Castor mongol (Serebrennikov, 1929) ;
- *C. f. tuvunicus* – Castor du lenisseï (Tuva) (Lavrov, 1969) ;
- *C. f. belorussicus* – Castor biélorusse (Lavrov, 1981) ;
- *C. f. orientoeuropaeus* – Castor de l'Est de l'Europe (Lavrov, 1981).

Ces sous-espèces sont extrêmement difficiles à distinguer via un examen externe. La différenciation nécessite la plupart du temps le recours à une analyse moléculaire génétique.

La sélection de sous-espèces permet d'introduire des individus qui conviennent au mieux au milieu que l'on souhaite voir recolonisé (Gabryś and Ważna, 2003). Les réintroductions artificielles associées aux recolonisations naturelles ont permis aux castors de récupérer une partie de leurs aires de répartition originelle. Les figures 2a et 2b présentent un aperçu de la situation en 2012. La présence de castors américains en Europe est due à des introductions artificielles datant de l'époque à laquelle les deux espèces étaient considérées comme une unique espèce. Il est également possible que la présence de ces castors ait comme origine des individus échappés d'élevages (Campbell-Palmer and al., 2016).

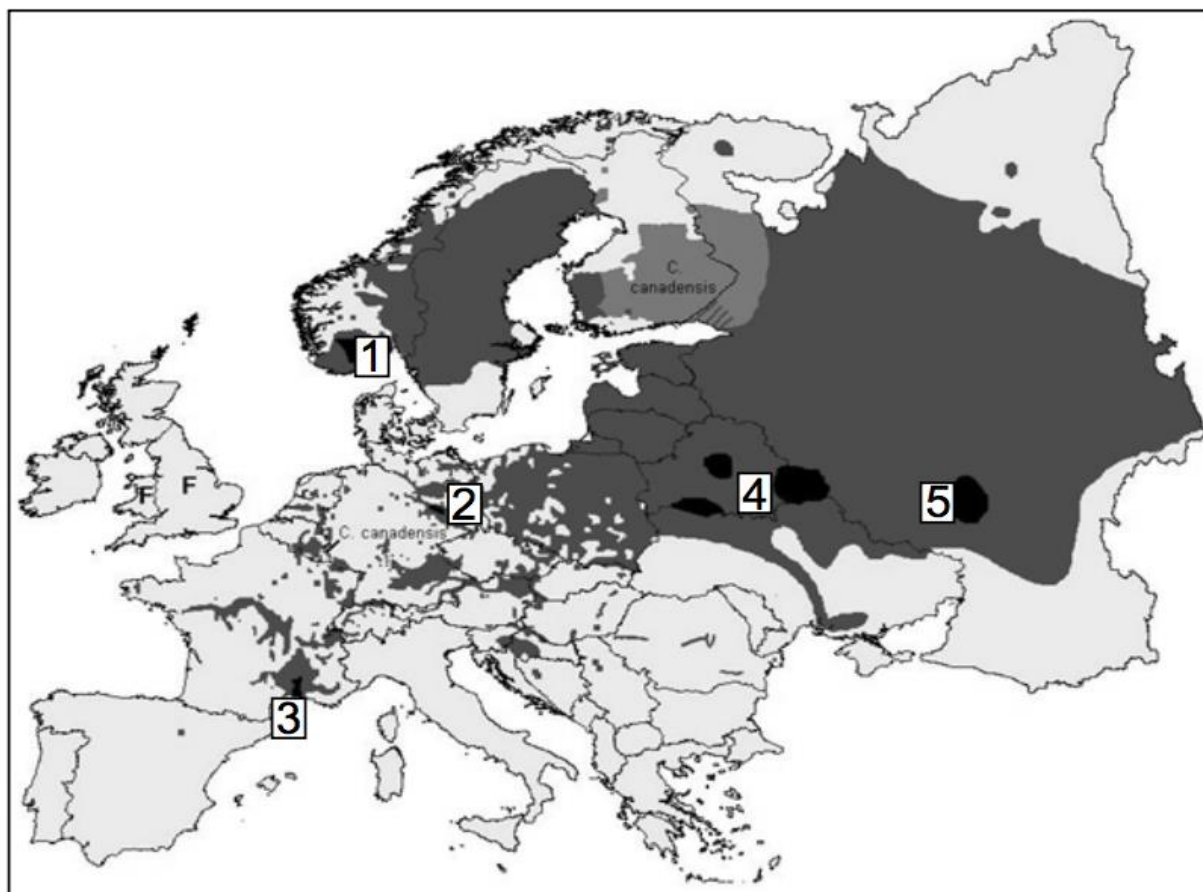


Figure 2a Aire de répartition du castor en Europe (Halley et al., 2012). Les plages en noir sont les zones desquelles le castor n'a jamais disparu ; ces huit reliquats de population sont numérotés. Les plages présentant un grisé intermédiaire sont les zones où la réinstallation de l'animal est observée. Enfin, les plages gris clair présentent les zones occupées par le castor américain.



Figure 2b Aire de répartition du castor en Asie (Halley et al., 2012). Les plages en noir sont les zones desquelles le castor n'a jamais disparu ; ces huit reliquats de population sont numérotés. Les plages présentant un grisé intermédiaire sont les zones où la réinstallation de l'animal est observée. Enfin, les plages gris clair présentent les zones occupées par le castor américain.

La situation en Belgique est une illustration intéressante du double processus de réintroduction du rongeur via une recolonisation naturelle et des lâchés. Cependant, la situation belge est délicate car ces lâchés sont réalisés illégalement. Il y a donc des lacunes très conséquentes en termes d'origines, de nombre d'effectifs et de suivis scientifiques sur les animaux. Les premiers castors à revenir sur le territoire belge sont des individus venus naturellement d'Allemagne depuis le bassin de la Ruhr au début des années 1990. Ensuite, après des lâchés illégaux en 1998 et 1999, les castors recolonisent progressivement le territoire (Halley et al., 2012).

Il est donc avéré qu'au moins une partie des castors rencontrés sur le territoire belge proviennent de la souche germanique identifiée par la sous-espèce *Castor fiber albus* (Frosch et al., 2014). Les résultats obtenus par Caudron (2019) viennent confirmer cette hypothèse en notifiant également par analyse génétique la présence de la sous-espèce française, *Castor fiber galliae*. Il est fort probable de rencontrer des individus hybridés tenant de l'une ou l'autre de ces souches sur le territoire belge.

En Wallonie, la population de castors est estimée en 2015 entre 1400 et 1700 individus qui se partagent un peu plus de 350 territoires. Une part importante des bassins versants disponibles est aujourd'hui recolonisée par l'animal (Barvaux et al., 2015).

En Brabant-Wallon, la population de castors est estimée en 2019 entre 160 et 200 individus qui se partagent une quarantaine de territoires (Raes, 2019).

3.1.4 ANATOMIE

Le castor adulte mesure en moyenne entre 110 et 120 centimètres de long dont 30 centimètres de queue. Son poids oscille de 18 à 30 kilogrammes. Du point de vue de la taille et du poids, il n'existe pas de différence importante entre le mâle et la femelle. Les deux sexes ne présentent d'ailleurs pas de réel signe de distinction si ce n'est les mamelles (Barvaux et al., 2015). Celles-ci sont toutefois difficiles à observer.

La queue est probablement le signe le plus distinctif de l'anatomie du castor. Celle-ci est large et aplatie. Elle permet une distinction aisée entre le castor et d'autres mammifères semi-aquatiques tels que la loutre, le ragondin ou encore le rat musqué. La queue du castor peut notamment servir de signal d'alarme. En effet, en cas de danger, le castor frappe sa queue sur l'eau afin d'avertir ses congénères (Campbell-Palmer et al., 2016).

Le castor possède une bonne ouïe et un excellent odorat. Ces deux sens permettent la détection des éventuels prédateurs tandis que le second permet également la mise en place d'une communication olfactive importante chez les castors. Le sens de la vue n'est que peu développé chez le castor. De plus, ce dernier, bien que partiellement ou totalement nocturne, ne possède pas de couche réfléchissante sur la rétine (Barvaux et al., 2015).

Le corps fuselé du castor lui permet de se mouvoir aisément dans l'eau. En outre, son corps est adapté à la nage discrète. Ainsi, il nage en ne laissant dépasser qu'une très fine portion de sa tête et de son corps avec juste ses oreilles, ses yeux et sa truffe qui dépassent. Sa queue lui sert de gouvernail lors de la nage.

La fourrure du castor est caractérisée par une densité de poils très importante. Avec près de 23 000 poils par cm² par endroit, c'est l'une des fourrures les plus denses du règne animal. Celle-ci permet au castor de conserver sa chaleur en milieu terrestre et empêche l'eau d'atteindre la peau de l'animal en milieu aquatique (le protégeant ainsi du froid) (CSCF, 2020). Les castors ont ainsi pu coloniser des zones de latitude élevée (à proximité du cercle polaire arctique). Afin d'optimiser ses capacités, la fourrure de ce rongeur présente deux types de poils différents et bien distincts. Les premiers sont les plus petits, les plus fins et sont présents en nombre très important contre le corps de l'animal. Ce sont les poils de bourre. Séparés du corps de l'animal, ils se présentent sous forme de touffes. Les seconds, les poils de garde (aussi appelés jarres), sont longs, rigides et plus larges. Ces derniers, plus longs, forment ainsi une sorte de seconde couche de poils au-dessus de la première assurant une capacité de rétention calorifique et de protection hydrique hors du commun.

Comme l'ensemble des rongeurs, le castor possède deux paires d'incisives proéminentes à croissance continue. Ces dents s'avèrent être des outils essentiels pour le rongeur (Caporale and Ungar, 2016). Les incisives du castor sont recouvertes d'un émail de couleur orangée (figure 3) qui assure la dureté nécessaire des dents au regard de leur utilisation intensive. Les incisives du castor s'aiguisent par contact entre les dents situées sur la mâchoire supérieure et celles de la mâchoire inférieure. Elles sont donc extrêmement tranchantes. La dentition des castors présente un espace entre les molaires et les incisives (absence de canines). Cet espace est appelé le diastème et sert à la préhension et au transport de matériel ligneux (Barvaux et al., 2015).



Figure 3 Photographie d'incisives de castor à l'émail orangé et diastème (Barvaux et al., 2015).

3.1.5 MODE DE VIE ET ÉVOLUTION DES POPULATIONS

Le castor est actif toute l'année mais une période d'hivernation est observée durant la saison hivernale. Cette hivernation est marquée par une diminution de l'activité du rongeur, une modification du régime alimentaire et la consommation des caches de nourriture préalablement constituées. Le régime alimentaire passe de la consommation de multiples végétaux sous toutes formes à la consommation quasi exclusive de ressources ligneuses dont principalement de l'écorce. Ce rongeur est nocturne ou semi-nocturne. Une activité diurne peut en effet être constatée si le castor est très peu dérangé. En Région Wallonne, le castor est essentiellement nocturne. C'est un animal farouche et difficile à observer.

3.1.5.1 COMPORTEMENT TERRESTRE

Malaisé et exposé sur la terre ferme, le castor s'y aventure avec précaution et jamais sans s'y être préalablement aménagé une voie de sortie. D'ordinaire, le castor quitte la protection du milieu aquatique afin de récupérer certaines des ressources dont il se nourrit ou qu'il utilise en construction.

Une fois installé sur son territoire, le castor concentre la plus grande majorité de son activité dans les 30 premiers mètres de berge. Endéans cette distance, l'activité va décroissante avec la distance. Ceci se constate aisément sur le terrain en observant les impacts sur la végétation. Ainsi 90 % des prélèvements végétaux ont lieu à moins de 10 mètres de la berge (Barvaux et al., 2015). Ces chiffres peuvent cependant varier selon les situations, en fonction de la ressource ligneuse ou de la typologie de la berge.

Afin de faciliter ses déplacements terrestres, le castor aménage des voies d'accès depuis la berge. En effet, l'animal a tendance à employer toujours le même réseau de sentiers pour ses investigations sur la terre ferme. Ces sentiers sont appelés des coulées. Ces dernières peuvent être volontairement excavées par l'animal ou simplement engendrées par passage régulier. Trois types de coulées sont référencés. Tout d'abord, il y a la coulée d'extension. Celle-ci permet au rongeur d'augmenter sa zone d'influence sur la terre ferme et d'ainsi accéder aux ressources terrestres. Ensuite, il y a la coulée de connexion (figure 4). Ce type de coulées est parmi les plus emprunté par l'animal. Celles-ci connectent deux surfaces aquatiques (deux bras de rivière, plan d'eau à rivière, plan d'eau à plan d'eau, etc). Pour finir, il y a les coulées benthiques. Ces dernières permettent par excavation d'agrandir le plan d'eau dans lequel le castor s'est installé (Grudzinski et al., 2019).



Figure 4 Coulée de connexion reliant un ruisseau et un plan d'eau (Rutsaert, nov. 2019, Court-Saint-Étienne).

La taille des coulées peut être très variable. La plupart sont très courtes (de l'ordre de quelques mètres) mais certaines peuvent atteindre plusieurs centaines de mètres de long (Abbott et al., 2013).

Lors de la recherche d'un territoire adéquat pour s'installer, le castor est exceptionnellement capable de franchir d'importantes distances (plusieurs dizaines de kilomètres) hors de l'eau. Cela lui permet notamment de coloniser d'autres bassins versants mais expose fortement l'animal. Certains meurent ainsi à cause de prédateurs ou d'accidents routiers.

3.1.5.2 COMPORTEMENT AQUATIQUE

Avec ses pattes palmées et son épaisse fourrure, le castor est adapté au milieu aquatique. Dans ce milieu de prédilection, il trouve refuge, peut se nourrir de plantes aquatiques ou encore établir des caches qui lui servent de réserve de nourriture pour les saisons les plus critiques. En cas de danger, le castor est capable de rester protégé en immersion jusqu'à 15 minutes (Barvaux et al., 2015).

Le castor peut se mouvoir dans de nombreux cours et plans d'eau de tailles et de structures très différentes. Il est également capable de s'adapter à des constructions

anthropiques telles que des ponts, des conduits d'écoulement ou des piscicultures. Le castor est capable de parcourir des longues distances dans l'eau. En l'absence d'obstacles artificiels ou naturels (plus rare), il va généralement finir par s'établir sur la totalité des sites adéquats disponibles sur un bassin versant colonisé (Swinnen et al., 2015).

3.1.5.3 COMPORTEMENT FAMILIAL ET TERRITORIAL

Bien que des individus isolés aient déjà été observés, le castor vit, dans la grande majorité des cas, en structure familiale organisée sur un territoire défini. La structure familiale typique se compose d'un couple d'adultes, d'une génération de subadultes (les jeunes de l'année précédente) et d'une génération de castorins (les jeunes de l'année). Un territoire ou un sous-territoire familial comprend ainsi en moyenne entre quatre et six individus. La taille moyenne d'une portée est en effet, de deux jeunes (Barvaux et al., 2015).

Une fois en couple, les castors tendent à rester ensemble toute leur vie. Une mort prématurée ou des combats territoriaux sont toutefois susceptibles de venir perturber la structure familiale. L'accouplement chez les castors a lieu à la fin de l'hiver et la gestation dure entre 105 et 107 jours. Cependant, les jeunes ne sortent de la loge qu'un à deux mois après leur naissance. À deux ans, les jeunes castors sont expulsés du territoire familial. Les jeunes vont ainsi partir à la recherche d'un autre territoire et d'un partenaire. Lorsque la situation ne le permet pas (bassin très isolé, variations topographiques importantes ou saturation du milieu), il arrive que les jeunes castors établissent un territoire à proximité directe de celui des parents. Bien qu'ils soient expulsés dès deux ans, les jeunes castors n'atteignent la maturité sexuelle qu'à l'âge de 3 ans (Campbell-Palmer et al., 2016).

Lorsqu'il s'agit d'établir son territoire, les capacités d'adaptation du castor sont impressionnantes. Il est capable de s'installer tant dans des milieux forestiers que dans des milieux ouverts et de coloniser à la fois des milieux naturels et des milieux artificiels. Il s'adapte également à un milieu densément peuplé ou champêtre.

Le taille du territoire d'une famille de castors comprend en moyenne trois kilomètres de rives mais est sujette à de fortes variations. Les origines principales de ces variations sont la disponibilité et la qualité des ressources de nourriture hivernales. La densité des populations de castors sur le bassin versant est un autre facteur susceptible d'influencer fortement la taille du territoire (Campbell-Palmer et al., 2016).

Une famille, ou un couple de castors, établit sur son territoire une ou plusieurs loges. Ces loges peuvent prendre différentes formes (figure 5). Le castor creuse préférentiellement un terrier mais lorsque la berge est trop instable ou trop difficile à creuser, celui-ci s'oriente préférentiellement vers une hutte ou un terrier-hutte (Barvaux et al., 2015). Cette dernière structure présente un faciès intermédiaire entre les deux autres. L'entrée de la loge est systématiquement sous l'eau et la chambre hors de l'eau est suffisamment grande pour

contenir la famille de castors. Dans le cas d'un terrier ou d'un terrier-hutte, une bouche d'aération est essentielle.

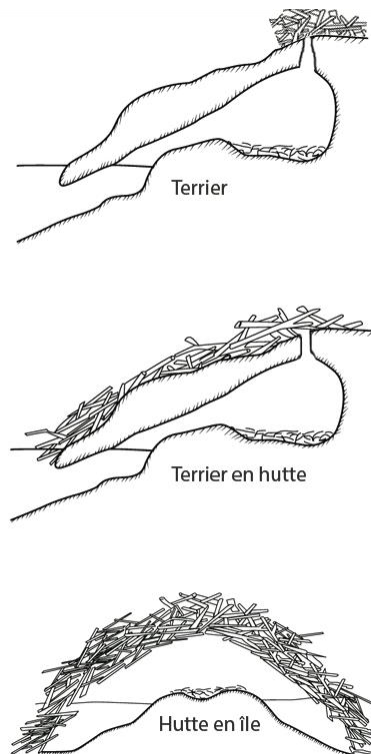


Figure 5 Représentation des trois structures différentes observables pour une loge de castors (Barvaux et Feron, 2015)

3.1.5.4 DYNAMIQUE DE POPULATION

À cause de l'exploitation intensive des ressources, les populations de castors vivent selon des cycles de rotation afin de permettre le rétablissement des ripisylves. Ces cycles prennent place sur deux niveaux, à l'échelle d'un territoire familial et à l'échelle d'un bassin versant. Lors de la stabilisation de la population et de la saturation des sites à long terme, seulement 30 à 50% des sites sont occupés en même temps sur un bassin versant (Rosell et Parker, 2012). La colonisation d'un bassin versant par le castor se passe en quatre phases (Campbell-Palmer et al., 2016) :

- Phase 1 : « **Lag phase** ». L'évolution de la population est en croissance très lente, les individus ont du mal à se rencontrer et les castors ont des portées de castorins limitées. La fin de cette phase est marquée par un point d'inflexion sur la courbe démographique.
- Phase 2 : « **Explosion phase** ». Le nombre d'individus suit une croissance exponentielle. Les rencontres sont courantes et le nombre d'individus susceptibles de se reproduire est élevé. À ce stade, de nombreux sites optimaux pour l'animal

sont encore disponibles. Cette phase se termine par un pic de population qui correspond à la saturation de l'ensemble des sites disponibles.

- **Phase 3: Décroissance.** La saturation des sites optimaux provoque des affrontements territoriaux entre les animaux. Les conséquences de ces affrontements sont des blessures importantes susceptibles de s'infecter et parfois de provoquer la mort. De plus, la dégradation progressive des sites optimaux et la colonisation de sites sub-optimaux provoquent un stress global diminuant le nombre de petits par couple. En outre, la dispersion des jeunes lorsqu'ils quittent la loge familiale est plus ardue et les incite à prendre plus de risques qui mènent souvent à la mort par prédation ou sur la route. Les résultats globaux sur la population sont une décroissance du nombre d'animaux.
- **Phase 4: Stabilisation.** La rotation des sites se met progressivement et naturellement en place. L'évolution de la population devient très stable à long terme. Moins de 50% des sites sont occupés en même temps.

La figure 6 présente une prédiction de l'évolution d'une population de castors avec et sans recours à la chasse. Il est possible d'y identifier les quatre phases de colonisation. Les facteurs principaux limitant qui caractérisent l'optimalité d'un site sont la disponibilité, l'abondance et la qualité de la nourriture hivernale de l'animal (Barvaux et al., 2015).



Figure 6 Prédiction de l'évolution du nombre de colonies de castors en Norvège. Il est possible d'y observer les quatre phases de colonisation d'un bassin versant. La seconde courbe en pointillé présente un scénario où la chasse au castor serait importante (Rosell et Parker, 2012).

3.1.5.5 BARRAGES ET MODIFICATION DE L'ENVIRONNEMENT

Les castors s'installent préférentiellement dans des eaux lenticques présentant une profondeur suffisante afin de leur permettre de se dissimuler ou de cacher l'entrée de leur habitat. Dans le cas où l'animal ne trouve pas de milieu adéquat à l'installation de son logis, celui-ci est capable de modifier le système hydrologique afin de l'adapter à ses besoins. Contrairement à une idée répandue, la construction de barrage par le castor n'est donc pas la norme. Ce dernier optimise en effet, ses dépenses énergétiques en fonction des ressources disponibles et du risque de prédation. Il ne dépense donc pas d'énergie à construire un barrage sans nécessité (Basey et Jenkins, 1995).

La proportion de territoires de castors marqués par la présence de barrages est fortement variable selon les zones géographiques, les faciès territoriaux ou la densité de population mais elle oscille généralement entre 20 et 50% des sites (Campbell-Palmer et al., 2016).

La profondeur objectif de l'habitat aquatique du castor se situe entre 0,7 et 1 mètre. Cette profondeur permet de dissimuler l'entrée de la loge du castor. La construction de barrages permet en outre, de maintenir un niveau d'eau élevé et stable au cours des saisons ainsi que de ralentir l'écoulement (mise en place d'eaux lenticques) et d'augmenter la zone d'influence de l'animal (Hartman et Tornlov, 2006).

Le castor ne construit pas de barrage si l'habitat correspond déjà à ses besoins mais également si la largeur du cours d'eau est supérieure à six mètres ou si l'importance du courant est trop conséquente. L'impact de la largeur du cours d'eau sur la construction de barrages est difficile à clarifier car la largeur d'un cours d'eau est corrélée à sa profondeur. Il est donc possible qu'au-delà d'une certaine largeur, la profondeur soit systématiquement adéquate pour l'animal (Hartman et Tornlov, 2006).

Lors de la construction des ouvrages qui ont fait sa réputation, le castor fait à nouveau preuve d'une grande flexibilité. Il est capable d'utiliser autant des branchages de taille importante que de la végétation plus fine ou encore de la boue ou même des pierres (Campbell-Palmer et al., 2016).

Le territoire d'une famille de castor présente un système d'exploitation rotatif. Le castor laisse donc volontairement des zones de son territoire inexploitées dans l'attente de régénération. Ce processus est fortement marqué dans l'entretien des barrages. Ceux-ci sont ainsi régulièrement abandonnés. Un barrage non entretenu par le castor se délite généralement rapidement mais il arrive que certains ouvrages restent en place longtemps après que le rongeur en ait cessé l'entretien (Johnston et Windels, 2015).

Lors d'événements extrêmes tels que des crues ou des orages violents, il arrive que les barrages de castors soient détruits par le courant. Dans certaines situations, cela peut même entraîner la mort de l'animal par noyade.

3.1.6 INTERACTIONS

3.1.6.1 INTERACTIONS INTRASPÉCIFIQUES

Les castors sont des animaux très territoriaux. La défense du territoire familial mène régulièrement à des combats violents, parfois mortels. Il arrive aussi que les castors meurent plus tard à cause de l'infection des morsures et des griffures les plus profondes (Crawford et al., 2015).

Afin d'indiquer précisément aux rivaux l'étendue de leur territoire, les castors utilisent un système de communication chimique. Ils ont, en effet, un sens de l'odorat très développé. Le marquage du territoire est principalement réalisé par les individus dominants (le couple initial) et de manière plus récurrente par le mâle. Ce marquage prend la forme de monticules de boue (parfois anecdotiques) recouverts de castoréum. Le castoréum est un extrait de la glande anale de l'animal mixé avec de l'urine (Hohwieler et al., 2018). Ce composé est très odorant.

3.1.6.2 INTERACTIONS INTERSPÉCIFIQUES

L'écologie particulière du castor lui permet d'échapper à de nombreux prédateurs. Il craint cependant les ours bruns (*Ursus arctos*), les loups (*Canis lupus*) et les lynx européens (*Lynx lynx*). Il est toutefois important de noter que ces grands carnivores sont aujourd'hui très rares voir absents de la plupart des pays d'Europe occidentale. Les castorins et les jeunes peuvent cependant être victime de renards roux (*Vulpes vulpes*), de rapaces, de mustélidés ou encore de chiens (*Canis lupus familiaris*) (Campbell-Palmer et al., 2016).

Le castor ne développe pas d'interaction particulière avec d'autres espèces mais semble très tolérant quant à la présence d'autres rongeurs semi-aquatiques tels que le ragondin (*Myocastor coypus*) ou le rat musqué (*Ondatra zibethicus*). Il n'y a, en effet, pas de compétition rapportée (ni pour la nourriture, ni pour le territoire) entre ces espèces et le castor (Barvaux et al., 2015). Ces deux espèces profitent en revanche nettement de la présence du castor. Ce dernier agrandit en effet les zones aquatiques et lors de la rotation territoriale du castor, les ragondins et les rats musqués peuvent profiter des terriers déjà creusés dans la berge.

3.1.6.3 INTERACTIONS AVEC L'ÊTRE HUMAIN

Le castor est un animal farouche et semi-nocturne. Il est donc rare qu'il y ait des rencontres avec l'être humain. Les rencontres mènent la plupart du temps à la fuite de l'animal. Les attaques sont très rares mais peuvent causer des blessures sévères à cause des dents tranchantes de l'animal (Campbell-Palmer et al., 2016).

En région Wallonne, quelques cas de castors battus à mort ont déjà été rapportés mais ceux-ci restent assez rares. En revanche, les perturbations humaines qui nuisent au bien-être et à l'installation de l'animal sont plus courantes. Celles-ci peuvent prendre plusieurs formes telles que la destruction des barrages, les nuisances sonores, le charroi forestier, etc.

3.1.7 STATUT ET LÉGISLATION

3.1.7.1 EUROPE

Le début du 20^{ème} siècle est marqué par une prise de conscience forte envers le castor. Les européens se rendent compte que l'animal s'est fortement raréfié et a même disparu de certaines régions. Pour éviter l'extinction, il convient de protéger l'animal précédemment considéré comme nuisible. Les primes octroyées pour son élimination sont progressivement annulées, la chasse devient interdite et l'animal est enfin protégé dans plusieurs pays d'Europe (Luglia, 2013).

La Directive « Habitat » 92/43 protège aujourd'hui le castor européen (*Castor fiber*) sur tout le territoire de l'union européenne. Adoptée en 1992, l'objectif de cette Directive est de protéger et d'assurer la pérennité des espèces rares, menacées et endémiques ainsi que de leur habitat. Le castor est repris aux annexes II et IV de cette même Directive. C'est-à-dire que l'animal est considéré d'importance communautaire et nécessitant une protection stricte, respectivement. Il est donc strictement interdit de nuire au castor mais également à l'habitat dans lequel il évolue, en ce compris les constructions qu'il réalise.

L'article 17 de cette même directive prévoit également la rédaction d'un compte-rendu régulier pour chaque espèce et chaque habitat repris aux annexes I, II, IV et V. Chaque état membre est ainsi tenu de fournir tous les 6 ans un rapport sur l'état de conservation des espèces et des habitats listés sur ces annexes et présents sur son territoire. Ce rapport est subdivisé selon les régions biogéographiques où l'espèce est présente (portail de la Wallonie, 2020).

3.1.7.2 WALLONIE

Les rapports présentant l'état de conservation des populations de castors européens sur le territoire de la Wallonie sont globalement positifs. L'état des populations n'est cependant pas évalué sur la période 2001-2006 (premier rapportage). Cette absence d'évaluation est justifiée par l'introduction illégale de l'animal sur le territoire. La période 2007-2012 marque donc le premier rapportage officielle (au niveau européen) sur l'état de conservation des populations de *Castor fiber* en Wallonie. La Wallonie est située sur deux régions biogéographiques, la région « atlantique » au nord du sillon Sambre et Meuse et la région « continentale » au sud de cette frontière naturelle. En région continentale, l'état des populations de castor européen est défini en 2012 comme favorable. Cependant, en région atlantique, l'évaluation globale des populations notifie un « mauvais état ». En effet, les

populations y sont moindres et les perspectives d'évolution, restreintes à cause de la limite des territoires disponibles (DEMNA, 2014). Sur la période 2013-2018, l'état de conservation des populations de castors européens reste favorable en zone continentale et passe de « mauvais état » à « inadéquat » en zone atlantique. Cette région est marquée par des indicateurs favorables pour le castor européen mais présente des perspectives d'avenir très limitées quant au nombre et à la qualité des habitats disponibles pour l'espèce. Une tendance à la hausse est observée pour les populations dans les deux régions biogéographiques (DEMNA, 2019).

La Directive Habitat est transposée en droit wallon via le Décret du 06/12/2001 sur l'article 2 bis de la Loi sur la Conservation de la Nature (Juillet 1973). Il est donc prohibé sur le territoire de la Région wallonne de capturer, tuer ou perturber intentionnellement des castors européens (*Castor fiber*), de détruire des sites de reproduction ou ses habitats naturels, de détenir, transporter, vendre ou acheter des individus.

Des dérogations à cet article peuvent toutefois être accordées. Celles-ci nécessitent trois conditions (Barvaux et al., 2015) :

- Elle doit correspondre à l'un des cinq motifs possibles ;
- Il n'existe pas d'autre solution moins nuisible pour l'animal ;
- La dérogation octroyée ne va pas nuire au maintien durable de l'espèce.

Les cinq motifs possibles sont (Barvaux et al., 2015) :

- La protection d'autres espèces ou habitats naturels ;
- La prévention des dommages importants à l'activité ou la propriété humaine ;
- La protection de l'intérêt ou de la santé publique ;
- La promotion de la recherche et de l'éducation ou de la réintroduction et du repeuplement ;
- La permission très sélective et limitée de la capture et de la détention d'animaux.

L'évaluation de l'importance des dommages est réalisée au cas par cas. La dérogation n'est généralement octroyée que dans le cas de dommages sévères nuisant fortement ou empêchant totalement la réalisation d'activités. Dans le cas de dommages directs, une indemnisation financière est également perceptible. Celle-ci est octroyée au cas par cas (Barvaux et al., 2015).

3.1.8 IMPACTS

Dans la grande majorité des situations, il est avéré que la présence du castor apporte un effet bénéfique à l'environnement dans lequel il vit. Cela ne signifie pas que le castor n'engendre pas d'effets négatifs mais simplement que le poids total des conséquences

favorables engendrées par la présence de l'animal est supérieur au poids total des conséquences négatives.

La balance des bénéfices et des coûts engendrés par la présence de l'animal est présentée à travers le tableau 1 (Campbell-Palmer et al., 2016).

Tableau 1 Balance des bénéfices et des coûts liés à la présence du castor dans un écosystème

Bénéfices	Coûts
- Augmente la biodiversité végétale et animale globale	- Inondations et les dommages qui peuvent y être liés
- Stock l'eau et stabilise les fluctuations extrêmes (effet tampon)	- Les barrages peuvent être limitants pour la circulation de certaines espèces (de poissons notamment)
- Augmente l'hétérogénéité et la dynamique de l'environnement	- Les terriers déstabilisent les berges et zones alentours et peuvent provoquer des effondrements
- Rend des services écologiques tels que la capture de sédiments et de particules polluantes, la séquestration du carbone et l'augmentation globale de la qualité de l'eau	- Le castor peut engendrer localement des effets très négatifs sur des espèces dont la population est déjà réduite et instable
- Favorise la mise en place de ripisylves et des nombreuses espèces qui y vivent	- Le castor est susceptible de nuire à certains arbres remarquables ou très rares
- Écotourisme	- Consommation de ressources agricoles ou forestières

3.1.8.1 CONSOMMATION DE VÉGÉTAUX NON-LIGNEUX

Le castor est exclusivement herbivore. Il peut consommer une très large gamme de plantes herbacées terrestres. Il mange également diverses variétés de plantes aquatiques. Une très importante majorité des végétaux consommés sont situés dans les dix premiers mètres de berge et aucun ne l'est au-delà de 30 mètres. Lors de la raréfaction hivernale de la végétation au sol, le castor réoriente son régime alimentaire vers des ressources ligneuses (Campbell-Palmer et al., 2016).

3.1.8.2 CONSOMMATION DE VÉGÉTAUX LIGNEUX

Le castor se nourrit également de branches, de feuillage, d'écorce et de racines. La consommation de ce type de ressource alimentaire augmente particulièrement durant la

saison hivernale (lors de l'hivernation de l'animal) et est nettement moins importante le reste de l'année.

Dans les zones où les hivers sont rigoureux, il arrive que le castor mette en place des caches de nourriture. Ces caches correspondent à des amas de branchages relativement imposants disposés sous l'eau et qui peuvent parfois dépasser le niveau de l'eau à la manière d'une hutte. Ainsi, quand la nourriture vient à manquer durant les saisons les plus rudes et particulièrement lorsque la glace recouvre les étangs, le castor a toujours de la nourriture à disposition (Easter-Pilcher, 1990).

SÉLECTION D'ESPÈCES

Bien qu'il n'épargne aucune espèce, le castor est sélectif lorsqu'il s'attaque à des essences ligneuses. Il présente en effet une nette préférence pour les espèces de ripisylve ou celles capables de recéper. Il ronge ainsi préférentiellement les saules (*Salix sp.*), les peupliers (*Populus sp.*) et les noisetiers (*Corylus avellana*) mais également les bouleaux (*Betula sp.*), les charmes (*Carpinus betulus*), les hêtres (*Fagus sylvatica*), les sorbiers (*Sorbus sp.*), les merisiers (*Prunus avium*), etc. En revanche, les castors semblent éviter les résineux.

De nombreuses études traitent des raisons qui poussent le castor à s'attaquer à tel ou tel arbre. Plusieurs motifs plus ou moins étayés sont relevés. Les feuilles et l'écorce de saule sont très tendres. Elles sont donc facilement digérables par le castor. Ceci est l'une des raisons qui poussent le castor à consommer préférentiellement les saules et d'autres espèces à bois tendre. Le castor optimise donc son apport énergétique en diminuant l'énergie nécessaire à la digestion. L'animal optimise également ses apports énergétiques en consommant des espèces plus riches en énergie. C'est pour cette raison, qu'à l'inverse, les aulnes (*Alnus sp.*) ne sont que peu appréciés par l'animal. Ils sont en effet plus difficiles à digérer et apportent une quantité d'énergie moindre pour un même poids (Haarberg et Rosell, 2006).

Le castor consomme préférentiellement les parties les plus tendres des espèces ligneuses. Il préfère ainsi abattre des arbres capables de recéper qui fourniront de nouveau une quantité de ressources juvéniles au prochain passage de l'animal (Gallant et al., 2004). De manière générale, le castor s'est adapté aux espèces de ripisylve dont le bois est tendre et le tronc facile à abattre. La plus grande abondance de ces espèces le long des berges est aussi un facteur expliquant le fait que ces dernières soient plus consommées.

SÉLECTION DES DIMENSIONS

Régulièrement, la comparaison est faite entre le comportement du castor par rapport à la ressource ligneuse et la relation qui unit une proie et son prédateur. Ainsi, si le castor choisit d'augmenter la taille de « sa proie », il prendra plus de risques (vis-à-vis d'éventuels prédateurs) et consommera plus d'énergie mais sera susceptible d'en récupérer plus à la fin (Basey et Jenkins, 1995). Quatre facteurs influencent ainsi le choix d'une proie par un prédateur (Gallant et al., 2004) :

- Le temps/l'énergie nécessaire pour abattre la proie ;
- Le temps/l'énergie nécessaire pour ramener la proie en lieu sécurisé ;
- Le temps/l'énergie nécessaire pour consommer la proie ;
- Le temps/l'énergie nécessaire pour digérer la proie.

Il est également judicieux de prendre en compte la disponibilité des « proies ». Un arbre rencontré plus régulièrement a plus de chance d'être abattu. L'optimisation de ces facteurs oriente donc les choix du castor quant à la circonférence de découpe visée. Il ne semble pas y avoir de circonférence limite au-delà de laquelle le castor ne saurait pas couper un arbre. Ainsi, des découpes de circonférences très importantes (plusieurs mètres) ont déjà été observées à de nombreuses reprises. Cependant, le castor privilégie les plus petites sections lorsqu'il se met en quête de matière ligneuse. En termes de nombre de tiges prélevées, les arbres de diamètre égal ou inférieur à cinq centimètres sont largement majoritaires (95%). Ils sont en effet plus rapides à prélever, plus tendres et plus faciles à transporter (Haarberg et Rosell, 2006).

Les bois utilisés en construction peuvent également être assimilés à des proies car les castors consomment préalablement les parties tendres avant de les disposer sur les structures. Cet autre aspect attractif modifie probablement les choix de l'animal et pourrait donc être intégré dans un modèle plus complexe que celui régissant les interactions proie-prédateur.

DISTANCE PAR RAPPORT À LA BERGE

Le castor prélève les arbres à une distance moyenne inférieure à dix mètres depuis la berge. Le nombre d'arbres abattus décroît fortement avec la distance. En revanche, assez logiquement, la sélectivité augmente avec la distance. Il est très rare d'observer une découpe au-delà de 30 mètres.

Le faciès de la berge est également un facteur qui influe sur les pérégrinations du castor. Les berges trop pentues ou trop rocailleuses peuvent être très limitantes pour le rongeur. La densité d'arbres à proximité et les dérangements anthropiques orientent également les mouvements de l'animal et leur étendue. En outre, de manière générale, les castors présentent une activité plus importante à proximité de leurs loges. Pour finir, l'intensité du courant et la largeur de la rivière peuvent influencer localement les impacts (Rossell et al., 2014).

De manière globale, les castors favorisent des arbres de section plus importante lorsqu'ils s'éloignent de la berge (Gallant et al., 2004). Ce phénomène met à nouveau en lumière la sélectivité dont fait preuve cet animal et correspond au modèle « proie-prédateur ». En effet, si le castor prend plus de risque et dépense plus d'énergie pour récupérer une ressource, il faut que cette dernière lui apporte un bénéfice plus important.

DÉCOUPE

Il arrive que le castor meurt lors de la chute de l'arbre qu'il est en train de couper. En effet, le castor ronge la base du tronc par couche successive tout le long du pourtour de l'arbre. Il n'y a donc pas de direction de chute prévue.

Le castor présente une efficacité de découpe de la matière ligneuse impressionnante. Ses dents, semblables à des gouges, arrachent et débitent les copeaux très rapidement. Le castor augmente son efficacité de découpe en attaquant la fibre de bois en biais. Lors de l'abattage d'arbres de circonférence importante, l'animal alterne ses angles de travail en découpant toujours en biais mais successivement à 90° par rapport à la précédente incision (figure 7).



Figure 7 Structure de découpe typique présentant l'alternance de deux angles successifs en biais par rapport à la fibre de bois (Rutsaert, mai 2020, Court-Saint-Étienne).

3.1.8.3 IMPACTS LIÉS À LA MODIFICATION DES FLUX HYDRIQUES

La création de barrages par le castor génère de nombreux impacts conséquents sur l'écoulement et la structure des cours d'eau. De manière générale, les retenues mises en place par l'animal permettent de laminer les crues. Ces bassins d'orage naturels diminuent les risques d'inondations et ne nécessitent pas la réalisation de coûteux ouvrages artificiels.

STABILISATION ET EFFET TAMPON

À l'échelle d'un bassin ou d'un sous-bassin versant, la présence de castors stabilise les variations du flux hydrique et limite les impacts des événements extrêmes en laminant les crues. Ces animaux assurent en fait la mise en place de multiples bassins d'orage naturels. Ce rôle est d'autant plus crucial en raison des activités humaines intensives qui ont tendance à

produire l'effet inverse (dé-méandrisation, érosion, canaux, etc) (Campbell-Palmer et al., 2016).

Il convient toutefois de garder à l'esprit que l'effet inverse est possible également lorsque d'importants barrages de castor cèdent sous le poids des eaux provoquant ainsi des inondations. Cependant, cela est très rare car les barrages de castors sont structurellement très efficaces et affleurent avec la surface de l'eau permettant ainsi l'écoulement du surplus.

Un réseau de barrages de castors provoque la division de l'écoulement d'un cours d'eau en une multitude de micro-canaux passant à travers et le long des barrages. Cela augmente très fortement les effets de friction et provoque le ralentissement progressif de l'eau. Le temps de séjour de l'eau à travers le réseau peut ainsi être multiplié par 100 (Campbell-Palmer et al., 2016).

STOCKAGE

Un réseau de barrages engendre également le stockage d'une grande quantité d'eau. Ainsi, un même tronçon peut contenir jusqu'à 60% d'eau en plus. Les avantages d'une telle retenue d'eau peuvent être marqués en période d'étiage et permettre de maintenir un écoulement suffisant tout au long de l'année. Toutefois, ces constatations ne sont pas toujours observées à cause du ralentissement du flux hydrique et des différences entre l'amont et l'aval (Campbell-Palmer and al., 2016).

SÉDIMENTATION

En ralentissant le flux hydrique, les barrages de castor provoquent une diminution de l'érosion et une augmentation de la sédimentation en amont du barrage. Cette sédimentation est suffisamment conséquente pour être visible si l'eau est claire.

La sédimentation des particules purifie l'eau qui s'écoule en aval et assure la rétention de particules polluantes solides. La teneur en éléments minéraux (carbone, azote, phosphore, etc) du bassin en amont du barrage est également augmentée par l'accumulation de débris et d'éléments végétaux retenus par celui-ci et par le ralentissement de la vitesse du cours d'eau. Cependant, si la qualité de l'eau augmente en aval, l'accumulation d'éléments peut avoir des effets délétères en amont. Des perturbations du pH de l'eau ou une accumulation d'éléments toxiques sont parfois à déplorer (Gaywood, 2015). De plus, à cause de la diminution du flux hydrique et de l'augmentation des surfaces d'échange, la température de l'eau est susceptible d'augmenter tandis que la teneur en oxygène du cours d'eau diminue localement (Barvaux et al., 2015).

3.1.8.4 IMPACTS FORESTIERS ET AGRICOLES

Les impacts du castor en sylviculture sont locaux et bien souvent négligeables surtout comparés aux dégâts que peuvent engendrer certains ruminants. Le castor s'attaque en effet peu aux essences feuillues cultivées et très peu aux résineux. L'animal préfère les essences de

ripisylves qui sont rarement cultivées. Les impacts sont limités aux premières dizaines de mètres de berge (Gaywood, 2015). En outre, ces zones sont de toute manière contraignantes pour l'exploitation forestière.

Les conséquences les plus marquées en foresterie sont finalement l'inondation des parcelles et la mort des arbres par anoxie des racines ainsi que la détérioration des chemins de débardage et des routes par effondrement des terriers. Cela reste cependant très minime en relation avec les surfaces exploitées et les revenus générés. Le castor peut également nuire à certains arbres remarquables d'un point de vue écologique ou maintenus dans un but d'ensemencement (Campbell-Palmer et al., 2016).

Lorsque les cours d'eau passent à proximité de zones agricoles, il n'est pas rare que les castors se nourrissent dans les plantations artificielles. Ils peuvent ainsi consommer des betteraves, du maïs, des carottes, des pommes de terre ou certaines céréales (Gaywood, 2015). Les impacts du castor sur les cultures agricoles sont par ailleurs négligeables comparés à la surface moyenne des zones agricoles et à la quantité de ressources alimentaires récoltées. De plus, ils sont très locaux (pas plus de quelques dizaines de mètres de la berge). Les effondrements de terriers et les inondations sont également susceptibles de gêner le passage des machines agricoles et de limiter la production dans les zones concernées (Campbell-Palmer et al., 2016).

En outre, les dégâts infligés par le castor aux cultures et aux forêts peuvent être empêchés ou réduits facilement et à moindre coût. Les arbres peuvent être protégés par du grillage, les cultures par une petite clôture et les barrages peuvent être percés par l'installation d'une buse (Campbell-Palmer et al., 2016).

3.1.8.5 IMPACTS SUR LA FLORE

En augmentant l'hétérogénéité de l'écosystème qu'il façonne selon ses besoins, le castor permet l'installation de nombreuses espèces végétales différentes. L'augmentation de la surface d'eau lentique, l'apport de lumière au sol, les retenues d'eau, l'irrégularité des berges, la multiplication des espèces sont autant d'éléments apportés par le castor et qui contribuent à augmenter la biodiversité locale et, éventuellement, à plus large échelle (Gaywood, 2015).

La richesse en terme de diversité d'espèces dans la strate herbacée peut augmenter de 25% avec la présence du castor. Cette augmentation est partiellement expliquée par l'augmentation du nombre de zones humides, semi-humides ou simplement inondables. L'apport d'éléments nutritifs organiques et minéraux ainsi que de lumière contribue également à cette évolution. De plus, comme le castor travaille par zones restreintes, il augmente encore les effets d'hétérogénéité. De nombreuses espèces de plantes aquatiques s'installent également dans les plans d'eau de castor (Wright et al., 2002).

Les inondations de zones forestières défavorisent localement les arbres qui ne sont pas adaptés à l'inondation totale ou partielle mais favorisent les arbres capables de survivre dans l'eau ou adaptés aux ripisylves tels que les aulnes (*Alnus sp.*), les saules (*Salix sp.*) et les peupliers (*Populus sp.*). Ainsi, la taille des ripisylves augmente. Le travail de coupe permanent de l'animal favorise le développement des essences de lumière le long des berges et diminue l'âge moyen des arbres et des arbustes. Les espèces capables de recéper facilement sont privilégiées par le processus de coupe. L'augmentation du nombre d'arbres morts sur pied et au sol est très bénéfique pour la biodiversité. D'autant plus que ces troncs se font rares dans les forêts européennes. Il profitent ainsi à de nombreux insectes, oiseaux, chiroptère, amphibiens, etc. La profusion d'espèces végétales est donc un premier facteur expliquant l'augmentation de la biodiversité animale à tous les niveaux (Gaywood, 2015).

3.1.8.6 IMPACTS SUR LA FAUNE

Les facteurs listés au point 3.1.8.3 tels que l'augmentation des éléments nutritifs et de la température contribuent à la profusion de la microfaune aquatique. Les invertébrés aquatiques qui se développent vont permettre à l'ensemble de la chaîne alimentaire de prospérer. Les impacts sur les poissons sont complexes car même si ceux-ci profitent de l'augmentation de nourriture et sont en général plus gros, ils peuvent souffrir des modifications du milieu ou de l'obstruction des cours d'eau. Les retenues de barrages offrent également un refuge pour les poissons en période d'étiage. Ces refuges peuvent en outre servir de zones de frai ou au contraire nuire aux poissons à cause de la sédimentation (Barvaux et al., 2015).

La présence du castor est dans la grande majorité des cas très profitable aux amphibiens. Ces derniers bénéficient des zones humides créées et des mares temporaires ainsi que de la profusion de débris, de bois morts, d'insectes et d'invertébrés. Ils trouvent également dans les retenues d'eau de castor des zones de ponte idéales et peu sujettes à l'assèchement. De plus, cet effet est fortement marqué car de nombreux amphibiens sont aujourd'hui menacés par la raréfaction des mares et le morcellement du territoire. Les oiseaux piscivores et aquatiques sont nombreux et diversifiés sur les sites de castor. Ils profitent de plans d'eau calmes et limpides ainsi que d'une abondance de nourriture et de nombreux perchoirs disponibles. La plupart des mammifères semi-aquatiques trouvent sur les sites de castors les éléments nécessaires à leur écologie sans entrer en compétition avec celui-ci. D'autres mammifères peuvent également profiter de l'augmentation du nombre de plans d'eau et de l'abondance de nourriture à tous les niveaux de la chaîne alimentaire. L'ouverture de la canopée et l'augmentation du nombre de plans d'eau permet d'établir des zones de transition écologique très profitables à un nombre important d'animaux dont de nombreux mammifères (Gaywood, 2015).

Cependant, les impacts du castor peuvent également s'avérer négatifs pour certaines espèces. C'est souvent le cas pour les espèces fragiles dont la population est déjà très réduite

et dont l'habitat était déjà très menacé avant l'arrivée du rongeur. La moule perlière est un exemple d'espèce protégée très menacée (cause indirecte des activités humaines) qui souffre de la présence du castor dans les cours d'eau où les deux animaux se côtoient. Ce mollusque supporte mal les conséquences de la présence du castor telles que la sédimentation, les modifications de la température de l'eau et du pH ainsi que la diminution de la teneur en oxygène de l'eau (Campbell-Palmer et al., 2016)

De manière globale, la présence du castor est susceptible de remplacer à moindre coût certains programmes de restauration artificielle des zones humides d'intérêt biologique.

3.1.9 GESTION DES IMPACTS

3.1.9.1 PRÉVENTION

Dans tout programme de gestion de dommages, la prévention, quand celle-ci est possible et acceptable, doit toujours être une priorité absolue. C'est pourquoi la première étape cruciale de tout programme de gestion du castor doit passer par une phase primaire de restauration des ripisylves. En effet, celles-ci souffrent fortement des activités humaines et sont pour la plupart en phase de dégradation (Swinnen et al., 2017).

Une ripisylve en bon état permet de fortement limiter les impacts du castor. Si les arbres de ripisylve sont présents selon les besoins du castor, ce dernier n'aura pas besoin d'aller rechercher les ressources nécessaires à sa survie dans les forêts ou les champs cultivés. En outre, les racines des arbres de berges permettent le maintien de celles-ci en place et limitent très fortement les effondrements de terriers. La restauration et le maintien de l'ensemble des ripisylves dans les zones fortement urbanisées peut s'avérer très complexe et très coûteux. C'est pourquoi, il est recommandé de passer par une étape primaire de modélisation de la distribution spatiale (SDM) prévisionnelle des castors. Cette modélisation permet de mettre en lumière les sites dont la restauration est prioritaire (Swinnen et al., 2017).

En dehors des programmes de restauration ou en addition avec ceux-ci, il est possible de mettre en place plusieurs systèmes barrières limitant certains dégâts du castor. Les grillages individuels posés jusqu'à 1,5 mètre autour d'un arbre situé à proximité de la berge sont un moyen très simple et peu coûteux de protéger les arbres de valeur. Il est également possible de disposer des clôtures plus importantes autour des zones à protéger. Celles-ci n'ont pas besoin d'être très hautes mais peuvent être électrifiées pour augmenter leur efficacité. Des systèmes de grilles plus imposants et plus solides peuvent être utilisés pour limiter la mobilité aquatique de l'animal. Ils permettent la protection d'un conduit par exemple (Campbell-Palmer et al., 2016). De la peinture abrasive ou repoussante disposée sur le premier 1,5 mètre de tronc permet aussi d'empêcher l'animal de nuire à certains arbres. L'utilisation de répulsifs chimiques est étudiée et pratiquée mais ils ne font pas l'unanimité et leur efficacité est loin d'être absolue. De plus, ils peuvent s'avérer coûteux et nécessitent une

application régulière. Ces répulsifs reproduisent l'odeur de prédateurs tels que des loups ou des coyotes. L'emploi de phéromones d'autres individus (castoréum) semble également fonctionner dans une certaine mesure (Hammerson, 1994).

En enterrant des grilles ou des plaques de métal ou en disposant des pierres le long des berges, il est également possible de limiter les activités d'excavation de l'animal (Campbell-Palmer and al., 2016).

3.1.9.2 INTERVENTION

La gestion des nuisances liées aux barrages de castor est de loin la plus cruciale dans les zones où l'activité humaine est conséquente. La destruction de barrages (moyennant dérogation) semble en première idée une solution relativement simple pour lutter contre les inondations induites par l'animal. Cependant, dans la plupart des cas, le barrage est rapidement reconstruit (en quelques jours) et il faut intervenir à nouveau. C'est pourquoi la méthode la plus simple consiste à placer une buse à travers le barrage. Si elle est bien disposée, celle-ci ne sera pas bouchée par l'animal et le barrage perdra ses capacités de rétention (Campbell-Palmer et al., 2015).

Dans les cas où d'autres mesures de gestion ne sont pas possibles, la capture et la délocalisation des individus peuvent être mises en place. Ces actions nécessitent des autorisations et doivent être réalisées par des personnes compétentes. Le moyen de capture le plus utilisé est le piégeage mais il est également possible de capturer les castors au filet (Campbell-Palmer et al., 2016). Cependant, l'efficacité de la capture est compromise lorsque la zone peut facilement être recolonisée par d'autres individus.

3.1.9.3 ÉLIMINATION

En dernier recours, il est possible d'éliminer les animaux qui perturbent l'écosystème ou les activités humaines. Les castors sont le plus souvent éliminés au piège létal ou directement après piégeage mais le tir est également pratiqué. Cela requiert bien entendu les autorisations nécessaires dont l'obtention est rare en Belgique car il faut prouver qu'aucune autre méthode de gestion n'est praticable (Barvaux et al., 2015). À nouveau, la simple élimination d'individus ne garantit aucunement que le site ne sera pas rapidement recolonisé.

En Norvège, la chasse au castor est autorisée. Celle-ci est pratiquée dans un but récréatif et afin de réguler les populations du rongeur. La mise au point de systèmes de quota permet de maintenir la stabilité de la population et de lui assurer un avenir viable (Rosell et Parker, 2012).

3.2 IDENTIFICATION ET CARTOGRAPHIE DES SITES DE CASTOR

Un inventaire régulier des sites de castor est essentiel pour assurer un suivi de l'évolution de la population. De nombreux indices différents peuvent permettre l'identification des sites.

Le moyen le plus simple mais sans doute le plus long pour répertorier les sites de castor consiste à parcourir à pied les berges des cours d'eau. Les barrages, les huttes et souches d'arbres coupés sont alors des indices facilement repérables. Il arrive cependant que le castor ne soit que de passage dans certaines zones. Il faut alors s'assurer que les souches soient récemment coupées ou les huttes et barrages entretenus. Ce travail est facilement réalisable par des bénévoles ou via les observations de gestionnaires locaux ou de la communauté. La circonscription des sites est généralement aisée et marquée par les derniers signes observés de la présence de l'animal.

Il est également possible d'inventorier les sites de castor en descendant les cours d'eau en bateau. Cette méthode est relativement simple et repose sur les mêmes identifications visuelles qu'à pied. Il convient cependant de s'assurer du caractère navigable du cours d'eau sur la portion considérée. Si le cours d'eau est susceptible de contenir des barrages, il faut alors s'assurer que le bateau soit portable (type kayak ou canoé) afin de passer les embâcles.

Une autre méthode nettement plus coûteuse est utilisable afin de repérer les sites de castor. Elle consiste à utiliser des photos aériennes prises à basse altitude. En automne ou en hiver, il est ainsi possible de distinguer les huttes et les caches de nourriture afin de repérer les sites. Cette méthode permet surtout de travailler sur de très grandes surfaces sauvages et difficilement accessibles. Elle est moins efficace dans les zones densément peuplées et trop coûteuse pour les petites surfaces. Cette technique est moins précise que les autres. Il arrive régulièrement de rater des huttes et donc des sites. De plus, cette méthode ne permet pas de différencier un site abandonné d'un site actuellement fréquenté (Johnston et Windels, 2015).

L'utilisation de SIG (système d'information géographique) ou GIS (Geographic information system) en anglais s'avère être d'une aide capitale pour l'inventaire et le suivi de sites de castor. Cet outil informatisé permet d'avoir une vue d'ensemble de la situation et d'en observer l'évolution géographique et temporelle. De nombreux éléments inhérents aux sites de castor tels que les loges, les barrages, les coulées, les arbres impactés ou encore les retenues d'eau peuvent y être cartographiés. La cartographie régulière de ces éléments permet ensuite le suivi dans le temps (Johnston et Naiman, 1990).

Si des SIG existent déjà pour les sites concernés, il est possible de croiser les informations afin d'ajouter d'autres éléments aux sites. Ces autres éléments peuvent être le couvert forestier, l'urbanisation des alentours, la topographie, les zones protégées, la répartition d'autres espèces, etc. L'ensemble de ces données permet d'obtenir de nombreuses

informations et statistiques très rapidement et à moindre coût (Johnston et Naiman, 1990). Il convient cependant de garder à l'esprit que l'ensemble de ces données n'est qu'une représentation de la réalité et que des imprécisions peuvent s'y glisser, notamment dans la catégorisation des éléments ou dans la projection du système.

3.3 ANALYSES DENDROMÉTRIQUES DES IMPACTS DU CASTOR

Les impacts du castor sur la végétation ligneuse impressionnent et fascinent. Ils sont aisés à identifier pour l'œil aguerri et restent bien souvent identifiables plusieurs années après la coupe. Ces motifs expliquent sans nul doute le nombre d'études et de recherches menées sur le sujet. Cependant, les différents chercheurs semblent avoir du mal à s'accorder sur les modalités. Ainsi, les méthodes d'échantillonnage, les hauteurs de mesure ou encore les gammes de mesure ne font pas systématiquement l'objet d'un consensus. Il faut toutefois signaler que le nombre de situations complexes et diversifiées auxquelles l'animal peut s'adapter complique la tâche. L'hétérogénéité importante des habitats dans lesquels le castor vit contribue également à la difficulté de standardisation des différentes études.

3.3.1 MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE

La méthode standard généralement utilisée en forêts tempérées consiste à établir de manière systématique ou aléatoire un nombre de placettes circulaires qui représenteront un échantillon de la surface totale. Les placettes circulaires présentent l'énorme avantage d'être très rapidement installées via une simple mesure de rayon. Cependant, la localisation précise des impacts du castor empêche la mise au point d'un tel système. Les impacts sont en effet situés au plus proche de la berge et vont décroissant de manière exponentielle avec l'éloignement par rapport à la rive. Il convient donc d'établir une méthode qui permette un échantillonnage représentatif sans subir l'important effet de bord lié à la berge.

L'utilisation de transects dans ce cadre semble faire l'unanimité. Cependant, ceux-ci apparaissent sous de multiples formes et directions. Le tableau 5 à l'annexe 1 présente un recueil non-exhaustif des méthodes d'échantillonnage rencontrées dans la littérature.

Ce tableau permet de constater que les transects perpendiculaires sont les plus souvent utilisés. Ceux-ci permettent en effet de bien rendre compte de la dépendance des impacts par rapport à la berge. La subdivision ou la ponctuation des transects en sous-entités sont régulièrement utilisées aussi. Cela permet de diminuer l'effort d'échantillonnage en conservant une représentativité acceptable. En dehors de cela, les dimensions et les dispositions plus précises varient fortement entre les chercheurs.

Si la littérature n'est pas toujours en concordance sur le sujet, elle offre néanmoins une importante richesse en termes de méthodes. Ces méthodes et ces techniques sont très

inventives et instructives. Chacune de celles-ci correspond bien entendu à des objectifs précis et bien définis. Il convient ainsi de combiner et d'associer judicieusement les différents moyens d'estimer les impacts de castors afin de répondre aux objectifs fixés.

3.3.2 MÉTHODES DE MESURE

La mesure des souches de castor sous la coupe est très intuitive. En effet, malgré quelques sensibles et rares variations, l'animal coupe les arbres au même niveau. La mise au point d'un seuil de mesure est plus délicate car l'animal coupe préférentiellement les individus de petite dimension et leur nombre peut être très conséquent.

Le tableau 6 à l'annexe 1 présente un recueil non-exhaustif de différentes méthodes de mesure mises au point dans la littérature à l'intérieur des transects listés dans le tableau 5 (annexe 1). Sauf précision, les mesures réalisées concernent les arbres sur pied et les arbres abattus par le castor.

Les méthodes de mesure bien que sensiblement plus similaires que les méthodes d'échantillonnage restent toutefois sujettes à de nombreuses variations. Les hauteurs de mesures varient légèrement. Les castors peuvent en effet modifier sensiblement la hauteur de leur coupe en fonction du faciès du terrain et de la taille des arbres. Il est donc difficile d'établir un consensus précis. La plupart des études sur le sujet en profitent pour reporter également les espèces rongées et laissées par l'animal.

La répartition en classes de dimensions basée sur une estimation visuelle permet de diminuer l'effort d'échantillonnage. La possibilité d'employer cette méthode dépend de la précision requise. Les mesures de diamètre sont les plus utilisées car elles se révèlent plus rapides et plus aisées à réaliser pour les petites dimensions. Les arbres se retrouvent en effet bien souvent en cépées denses après le passage du castor.

3.3.3 DATATION

Plusieurs méthodes sont employées dans la littérature afin de dater les impacts de castors. Cette datation permet d'estimer indirectement l'âge des huttes, des barrages et de l'occupation du site. La chronologie des impacts permet également de mettre en lumière et d'étudier les rotations induites par les mouvements d'abandon et de recolonisation des sites.

La méthode la moins précise mais la plus rapide consiste à diviser les souches de castor rencontrées sur le terrain en plusieurs catégories liées à la chronologie des impacts. Il est en effet possible, en observant une souche rongée, d'identifier plusieurs indices permettant la datation. Ainsi, les souches les plus récentes présentent un bois frais, suintant et de couleur claire. Lorsque la coupe est récente, les copeaux sont encore présents en nombre au sol, et ceux-ci ne sont pas altérés (les copeaux s'altèrent et disparaissent vite). Un arbre de taille

moyenne fraîchement abattu sera encore présent au sol et les castors n'auront pas encore eu le temps d'en débiter les branches. En vieillissant, si la souche meurt, elle se craquelle, noircit, sèche et pourrit (Abbott et al., 2013). En revanche, si la souche survit, elle rejette et la coupe cicatrise et se voit recouvrir progressivement de bois.

La chronologie des impacts peut se répartir très simplement en deux classes différenciant les coupes récentes des coupes les plus vieilles (Belovsky, 1984). Trois catégories peuvent également être distinguées lorsqu'une différenciation est établie entre les souches vieilles qui sont simplement assombries et celles dont la pourriture est déjà avancée (Abbott et al., 2013).

Il existe une autre méthode de datation nettement plus précise mais également plus contraignante. Celle-ci est plus chronophage et destructrice car elle nécessite le prélèvement de rejets. Ce prélèvement au ras de la souche permet en effet de dater l'apparition du rejet sur la souche en comptant le nombre de cernes. Cette méthode très efficace permet la datation à une année près (Labrecque-Foy et al., 2020).

Une méthode similaire est possible sans nuire au rejet. Celle-ci est cependant moins précise. Il est en effet possible d'analyser la structure des jeunes plants qui rejettent et d'en déduire l'âge des portions de rameau produites chaque année. Une mesure de diamètre peut aussi venir compléter ces informations et aider à la datation (Keigley et al., 2003).

3.3.4 OUVERTURE DU COUVERT FORESTIER

L'action du castor sur l'ouverture du couvert forestier est indéniable. La présence de ce dernier affecte en effet la structure de la canopée en provoquant une augmentation de l'ouverture et par conséquent un apport net de lumière au sol. L'ouverture du couvert croît via l'abattage des arbres et l'inondation des berges qui provoque la mort des arbres sensibles à l'anoxie.

L'ouverture du couvert est liée à l'éclairement relatif. L'éclairement relatif représente l'éclairement incident sous couvert par rapport à l'éclairement incident mesuré au-dessus du couvert. Les méthodes d'estimation de l'ouverture d'un couvert forestier reposent donc principalement sur deux types de mesures. La première catégorie comprend les mesures de l'ouverture du couvert par estimation directe telles que celles réalisées à l'aide d'un appareil photographique équipé d'un objectif hémisphérique ou avec un densiomètre. La seconde catégorie reprend les méthodes de mesures indirectes basées sur l'éclairement. Celles-ci sont notamment réalisées à l'aide de capteurs ou de papier photosensible (Baudry et al., 2010).

3.3.5 CONCLUSIONS ET COMMENTAIRES

Les mesures dendrométriques permettent de mettre en lumière la sélectivité des castors dans leurs découpes. Lorsque les ressources disponibles sont suffisantes, les castors sont très sélectifs en termes d'espèces (Les peupliers, les saules et les bouleaux font partie de leurs préférences) mais également en termes de dimension. Ainsi, le pourcentage d'arbres affectés par catégorie de grosseur suit une courbe exponentielle décroissante (Haarberg et Rosell, 2006). À long terme, les castors provoquent donc une recrudescence des espèces qu'ils apprécient le moins tandis que certains arbres de taille imposante peuvent être préservés car ils préfèrent nettement les dimensions les plus faibles. Ces arbres sont alors susceptibles de croître de manière plus conséquente en grosseur suite au dégagement réalisé par les castors (Goryainova et al., 2014). Les effets de l'animal sont dans ce cas comparables à un passage en éclaircie dans une forêt gérée.

La gamme de grosseur préférentielle pour le castor semble se situer entre 2 et 6,9 centimètres de diamètre. Il est en tout cas moins intéressé de manière générale par les sujets dont le diamètre est inférieur à 2 ou supérieur à 10 centimètres (Raffel et al., 2009). L'étude des arbres rongés par les castors permet également de modéliser les futurs impacts sur des zones qui n'ont pas encore été colonisées (Goryainova et al., 2014). Le temps nécessaire pour couper un arbre est bien entendu lié au diamètre. La relation suit une fonction exponentielle croissante avec le diamètre de l'arbre. Ainsi, plus de 4h sont nécessaires lorsque le diamètre excède 25 centimètres (Belovsky, 1984).

Le taux d'arbres coupés par le castor donnent un aperçu très instructif des stratégies de coupe mises en place par l'animal (Haarberg et Rosell, 2006). Des comparaisons similaires montrent que les castors évitent les jeunes rejets de tremble. Ceux-ci sont en effet plus riches en composés phénoliques répulsifs pour l'animal (Basey et al., 1988).

Il arrive que le castor ne fasse pas tomber l'arbre et se contente de prélever l'écorce de l'arbre sur pied, parfois en très petite quantité. Il convient donc de différencier un arbre duquel le castor a attaqué le bois en vue de le faire tomber d'un arbre duquel le castor n'a prélevé que de l'écorce en surface sans toucher au cambium (Raffel et al., 2009).

La subdivision des transects perpendiculaires à la berge en cellules de mesure permet d'établir des relations de dépendance des impacts en fonction de la distance à la berge (Hall, 1960), (Haarberg et Rosell, 2006), (Basey et al., 1988), (Gallant et al., 2004) ou aux canaux mis en place par les castors (Abbott et al., 2013).

3.4 MÉTHODES D'ESTIMATION DES POPULATIONS DE CASTOR

Le castor est un animal farouche et difficile à observer. Cependant, les traces qu'il laisse sur son passage permettent de déduire de nombreuses informations telles que l'estimation

du nombre d'individus ou les liens qui existent entre eux. Plusieurs méthodes d'estimation des populations sont référencées dans la littérature. Celles-ci nécessitent bien souvent des moyens importants. Chaque méthode est définie par une précision avérée. La précision la plus conséquente est obtenue par capture (Campbell-Palmer et al., 2016).

Il est bien évidemment possible d'employer un cumul de plusieurs méthodes afin de déterminer l'efficacité de celles-ci et d'augmenter la précision de l'estimation du nombre d'individus (McTaggart et Nelson, 2003). L'utilisation de modélisations informatiques reprenant un ou plusieurs facteurs repris ci-dessous permet d'obtenir des prédictions parfois très fidèles de l'évolution globale des populations de castors (Gaywood, 2015).

Dans les pays dont les moyens ne sont pas suffisants ou dont les superficies forestières sauvages sont trop importantes, il est possible de recourir aux informations fournies par la communauté. Ainsi, les précisions de chasseurs ou de volontaires qui parcourent régulièrement les zones d'intérêt constituent des éléments cruciaux pour l'identification des sites et les comptages (Rosell et Howard, 2012).

3.4.1 ESTIMATIONS INDIRECTES VIA LES MODIFICATIONS DE L'ENVIRONNEMENT

3.4.1.1 LARGE ÉCHELLE

La méthode la plus simple et la plus utilisée pour estimer le nombre de castors dans une zone définie consiste préalablement à délimiter et compter le nombre de sites. Ensuite, le nombre de sites peut être multiplié par un facteur représentant le nombre d'individus moyen sur un site (Rusanov et Maksimenko, 2019). Le facteur le plus souvent admis est 4 mais certains chercheurs utilisent un intermédiaire entre 3 et 4 (Andreychev, 2017). En région Wallonne, le facteur utilisé se situe entre 4 et 5 (Raes, 2019). Il arrive que ce facteur ne soit pas utilisé. La population de castors est alors exprimée en nombre de colonies par kilomètre carré ou par kilomètre de rivière selon la complexité des zones étudiées (Rosell et Parker, 2012).

À large échelle, il n'est pas déraisonnable d'établir l'hypothèse que le nombre de huttes ou de caches de nourriture est corrélé avec la population de castors en présence. Ainsi, le nombre de huttes ou de caches de nourriture par kilomètre de cours d'eau devient un indicateur de la population totale de castors (Johnston et Windels, 2015). Cet indicateur s'utilise particulièrement à l'échelle d'un bassin versant. Il se révèle très intéressant lorsqu'il est comparable avec les mêmes mesures réalisées précédemment à titre de comparaison et de suivi indirect de l'évolution de la population. Cet indicateur présente plusieurs faiblesses. La présence de huttes n'est pas systématique sur un site de castor et les terriers sont très difficiles à identifier. Il convient donc de s'assurer que le taux de construction de terriers sur la zone en question est faible. *A contrario*, une seule famille peut construire plusieurs huttes.

Cela annonce bien souvent un nombre plus important d'individus mais rien n'indique que la relation est linéaire.

Lorsque le nombre de colonies est suffisamment important, la superficie de l'ensemble des plans d'eau engendrés par des castors peut constituer un indicateur indirect pertinent du nombre de colonies de castors, lorsqu'elle est multipliée par un facteur adéquat (Johnston et Windels, 2015). L'utilisation de photographies aériennes permet d'établir des comparaisons temporelles de l'évolution du couvert végétal ou de la surface de plans d'eau en lien direct avec l'évolution d'une population de castors. Cette méthode ne semble pas pertinente à petite échelle et repose sur l'existence de photographies aériennes suffisamment précises de la zone (Hammerson, 1994).

3.4.1.2 ÉCHELLE D'UNE COLONIE

Les dimensions des caches de nourriture constituent un facteur intéressant pour estimer le nombre d'individus sur un site. La superficie des caches de nourriture est effectivement corrélée positivement avec le nombre d'individus sur un site (Easter-Pilcher, 1990). Cet indicateur n'est cependant utilisable que dans les zones les plus rigoureuses pour les castors où les caches de nourriture deviennent un élément vital.

L'emploi d'un modèle basé sur l'évolution de la quantité de ressources disponibles pour les castors constitue un élément pertinent afin de déterminer la taille d'une colonie. Un tel modèle s'appuie sur l'hypothèse selon laquelle la somme des ressources reste constante dans le temps. Les termes de cette somme sont les ressources actives, potentielles et dégradées. En ajoutant une seconde hypothèse selon laquelle le taux d'augmentation du nombre de castors est directement dépendant du nombre de ressources actives, il est possible d'assurer un suivi de la population (Petrosyan et al., 2013).

3.4.2 OBSERVATIONS DIRECTES ET INDIRECTES DES INDIVIDUS

Une méthode très simple pour estimer les populations de castors, et particulièrement sur un site défini et restreint, consiste à observer et à compter directement le nombre d'individus. À plus large échelle, cette méthode nécessite des moyens importants (Campbell-Palmer et al., 2016). L'idéal est de repérer préalablement la hutte ou le terrier familial afin de compter directement les individus qui en sortent. Ceci diminue les risques de compter un individu deux fois. Il est conseillé de répéter l'opération un certain nombre de fois car il se peut que tous les individus ne sortent pas durant la période d'observation. Les meilleurs moments pour observer les castors sont l'aube et le crépuscule, avec de meilleurs résultats pour ce dernier. L'utilisation de jumelles photosensibles permet de diminuer les risques d'erreurs et d'augmenter la période d'observation. L'emploi d'un canoë sur les sites lacustres permet également d'assurer un point d'observation à distance optimale et d'assurer un déplacement silencieux. Lorsque le nombre d'observations est suffisant, il est possible

d'utiliser une moyenne ajustée de l'ensemble des observations afin d'augmenter la précision du résultat (Rosell et al., 2006).

Il est en outre possible d'estimer le nombre de castors sur un site via l'observation directe des individus à l'aide d'un spot monté sur un petit bateau. Le spot effectue un balayage nocturne de l'étendue d'eau et le nombre d'individus est comptabilisé. Sur des sites étudiés depuis longtemps par les mêmes chercheurs, il est possible de reconnaître les individus et d'observer l'évolution des jeunes pour encore préciser les comptages (Campbell-Palmer et al., 2016).

L'observation et le comptage des individus peuvent être réalisés de manière indirecte à l'aide de pièges photographiques. Avec cette méthode, il est cependant compliqué de reconnaître les individus et donc d'établir un comptage précis mais elle peut s'avérer très utile pour repérer les femelles enceintes ou compter le nombre de jeunes de chaque année (Campbell-Palmer et al., 2016).

3.4.3 ESTIMATION VIA CAPTURE OU ÉLIMINATION

La capture est évidemment un moyen efficace d'obtenir de nombreuses informations sur les animaux. Il faut cependant garder à l'esprit que cela reste une expérience très traumatisante et susceptible de blesser l'animal. La capture avec des pièges à collet se révèle relativement facile à mettre en place et peu coûteuse par rapport aux autres méthodes. De plus, celle-ci permet d'obtenir des informations sur la dispersion des animaux en fonction de la zone où ils ont été capturés (McNew et Woolf, 2005). La capture avec des pièges en X (conibear) est un peu plus coûteuse mais très efficace (McTaggart et Nelson, 2003).

Dans les pays où la chasse au castor est autorisée (comme la Norvège par exemple), le nombre de carcasses ramenées par les chasseurs peut constituer un indicateur intéressant de l'évolution de la population de ces rongeurs aquatiques. Les conclusions de cette méthode sont toutefois fort limitées dans le cas où l'ensemble des quotas fixés sont atteints. Ce n'est cependant pas le cas ces dernières années en Norvège (Hammerson, 1994).

3.5 RÉCOLTE DE POILS

La récolte de poils constitue une méthode simple pour obtenir des informations qui peuvent s'avérer capitales dans le cadre de campagnes de monitoring des populations de mammifères. Les poils récoltés peuvent livrer de nombreuses informations, la première étant déjà la présence d'une espèce. Mais il est également possible d'obtenir des informations plus précises sur une espèce définie en observant la couleur, la texture, l'aspect des poils ou des touffes récoltées, ou encore en procédant à une analyse ADN des échantillons. La récolte de poils ne nécessite bien souvent que très peu de moyens et peut être réalisée à moindre coût.

La méthode la plus simple repose sur l'utilisation de la végétation naturelle pour récupérer les poils. Cependant, l'utilisation d'un fil barbelé se révèle bien souvent nécessaire afin d'obtenir une efficacité acceptable. La difficulté réside dans le fait que pour la plupart des espèces, il est très difficile de prédire les zones de passage précises des animaux. Ce n'est pas le cas pour le castor. C'est notamment la raison pour laquelle cette espèce est toute indiquée pour l'utilisation de pièges à poils. La relativement petite taille des territoires est également un élément crucial afin que l'effort d'échantillonnage reste acceptable. Il est aussi possible de récolter des poils à l'aide de matière adhésive. Ce procédé se révèle plus fonctionnel pour les plus petits animaux (Mainguy and Bernatchez, 2007).

En outre, la récolte de poils présente un avantage très conséquent par rapport à d'autres méthodes. De fait, celle-ci se révèle très peu invasive ou dérangement pour les animaux (Herr and Schley, 2009). La plupart ne se rendent même pas compte du prélèvement et ne considèrent pas le piège installé. Il arrive en effet régulièrement que des mammifères terrestres se fassent arracher des poils par des éléments naturels tels que de la végétation épineuse. De plus, cette approche permet de s'affranchir de certaines contraintes éthiques ou législatives par rapport à l'élimination ou la capture par exemple.

Il est possible d'améliorer encore l'inoffensivité du piège en assurant la relative flexibilité du fil tendu et la rupture des points d'attaches en cas d'emmêlement afin qu'aucun animal (castor ou autre) ne soit blessé lors des campagnes d'échantillonnage (Frosch et al., 2014). Il arrive qu'il soit nécessaire, ou simplement plus efficace, d'attirer les animaux à l'aide de nourriture ou de composés olfactifs (Mainguy and Bernatchez, 2007). Dans ce cas, il convient bien entendu de ne pas perturber l'écologie de l'animal ou son régime alimentaire.

L'ADN contenu dans les poils est susceptible de se dégrader avec le temps. Il est donc primordial de conserver les poils dans un environnement adéquat afin d'assurer l'intégrité d'un maximum de fragments jusqu'à l'analyse. La conservation à froid (-20 °C) assure une longue durée de vie aux fragments d'ADN. À défaut, les poils peuvent être conservés un certain temps à température ambiante mais doivent absolument être protégés de l'humidité et des rayons ultraviolets. Il est possible d'ajouter un gel dessicatif pour augmenter l'efficacité de la conservation (Mainguy and Bernatchez, 2007).

3.6 ANALYSES ADN

L'analyse ADN de poils récoltés est généralement très coûteuse mais démultiplie le nombre d'informations qu'il est possible d'obtenir à partir d'un échantillon. Il est ainsi possible d'assigner une identité à chaque individu, de connaître son sexe, ses liens de parentés avec d'autres individus ou encore d'établir son territoire (Mainguy et Bernatchez, 2007).

L'une des contraintes importantes de l'analyse génétique à partir de poils est la faible quantité de fragments d'ADN contenus dans chaque poil. La très grande majorité de l'ADN présente dans un poil est contenue dans le bulbe. C'est pourquoi il est nécessaire que le poil soit arraché avec le bulbe entier. Si le poil tombe naturellement, il est très peu probable qu'il contienne suffisamment d'ADN pour pouvoir procéder à une analyse concluante (Mainguy et Bernatchez, 2007).

Il existe de nombreux marqueurs génétiques susceptibles d'offrir des informations intéressantes. Chaque marqueur présente cependant des avantages et des inconvénients. Dans le cadre de l'analyse de poils en vue de la différenciation d'individus et de l'étude génétique de population, l'ADN mitochondrial et les microsatellites sont incontournables.

3.6.1 ADN MITOCHONDRIAL

L'ADN mitochondrial correspond à l'ensemble des séquences génomiques comprises dans les mitochondries. Ces dernières sont des organites cellulaires dont la fonction principale est la production d'énergie sous une forme disponible pour la cellule (ATP). L'étude de l'ADN mitochondrial présente un intérêt non-négligeable. Ce dernier est un marqueur génétique parental hérité directement de la mère (il y a dégradation de la transmission paternelle). En ces termes, ces séquences nucléiques ne subissent pas la recombinaison méiotique. Ceci présente l'avantage exceptionnel d'assurer à la descendance de recevoir une copie quasi-identique de cet ADN (Quintana-Murci et al., 1999).

En revanche, à travers le temps, l'ADN mitochondrial est sujet à de fortes mutations. Il évolue en effet environ 10 fois plus vite que l'ADN nucléaire (Quintana-Murci et al., 1999). Plusieurs pistes d'explication sont émises pour justifier cette évolution accélérée. Il semble que l'absence de mécanismes nucléaires tels que ceux responsables de la correction des mutations délétères joue un rôle crucial (Boursot et Bonhomme, 1986). Ces variations rapides offrent une base de choix pour l'étude récente des populations et de leurs évolutions génomiques.

L'analyse de l'ADN mitochondrial des castors européens permet de différencier deux grandes lignées issues des reliquats de population datant de la dernière période glaciaire. Le premier reliquat comprend les actuelles populations des 3 sous-espèces de l'Ouest et le second, celles des 5 sous-espèces de l'Est (cfr point 3.1.3). Ces lignées sont appelées ESU (Evolutionarily Significant Unit). La diversité génétique globale des populations actuelles de castor européen est très faible. Celle de l'ESU de l'est est toutefois plus importante que celle de l'ouest. Ceci est notamment constatable en observant le nombre de sous-espèces qui existent parmi chaque ESU (Gaywood, 2015).

La très faible diversité génétique des castors européens est constatée via l'observation du complexe majeur d'histocompatibilité (CMH). Cette région chromosomique est constituée

d'un ensemble complexe de gènes essentiels codant pour le système immunitaire. Le CMH est cependant monomorphe chez les castors européens. Cela suppose que les potentiels diversifications de leur système immunitaire sont très restreintes. La très faible variabilité interindividuelle de la portion du génome codant pour l'empreinte digitale constitue également une preuve de la pauvreté génétique rencontrée chez le castor européen (Ellegren et al., 1993).

De manière plus générique, l'ADN mitochondrial peut également être employé afin de différencier deux espèces différentes, de la même façon qu'il permet de différencier deux sous-espèces (Mainguy et Bernatchez, 2007). Son analyse peut donc s'avérer intéressante pour s'assurer de l'appartenance des poils récoltés à l'espèce *Castor fiber*.

3.6.2 MICROSATELLITES

Les marqueurs microsatellites sont de très courtes séquences d'ADN simples répétées un certain nombre de fois. La fonctionnalité d'un microsatellite repose sur les deux séquences uniques qui l'entourent et permettent son identification. Le polymorphisme important rencontré chez les marqueurs microsatellites permet leur utilisation comme procédé de discrimination entre les individus. Ce polymorphisme résulte à la fois de changements de taille (assez courants) et de structure (plus rares) (Balaresque, 2007).

L'identification et la localisation des séquences uniques entourant un marqueur microsatellite sont caractérisées par un locus. Ce locus définit la position du microsatellite sur le chromosome (permet la réalisation d'une carte chromosomique). Ainsi, un travail préliminaire d'identification et d'archivage des loci est nécessaire. Chaque locus identifié et correspondant à une séquence microsatellite polymorphe permet d'augmenter les chances de discrimination entre les individus. En effet, via cette méthode, chaque individu est identifié selon les informations croisées de plusieurs loci. Les résultats de l'analyse dépendent donc directement des caractéristiques et du nombre de loci employés. Cependant, une mise à jour des loci est parfois nécessaire car ceux-ci sont susceptibles de varier, même si les séquences uniques ne varient pas (Frosch et al., 2010).

Sept loci intéressants peuvent servir à discriminer une population de castors américains (Crawford et al., 2009). Chez le castor européen, quinze loci répertoriés contenant des marqueurs microsatellites polymorphiques exploitables assurent une discrimination pour cette espèce. L'histoire et l'écologie particulière de cette espèce expliquent probablement l'importante diversité rencontrée parmi les différents loci (Frosch et al., 2010).

De manière générale, il est conseillé d'utiliser au moins entre cinq et sept loci à marqueurs très variables (minimum 10 allèles différents) pour différencier correctement des individus. Cette précaution est d'autant plus primordiale que les individus sont proches génétiquement (de la même famille par exemple) (Mainguy et Bernatchez, 2007).

L'utilisation des marqueurs microsatellites requiert une amplification des séquences afin de pouvoir les « lire ». Ce sont les séquences uniques qui entourent un marqueur microsatellite qui contiennent les amorces permettant ce travail. Les amorces sont préalablement marquées par fluorescence afin de pouvoir les identifier. Celles-ci vont servir de point de départ pour la réaction en chaîne à l'aide de polymérase appelé PCR (Polymerase Chain Reaction). La polymérase est une enzyme catalysant, notamment, pour la synthèse d'ADN. La PCR engendre la création d'une multitude de copies de la portion génomique comprise entre les amorces (le marqueur microsatellite). La dénaturation finale par électrophorèse permet la répartition des résidus par taille dont découle la discrimination individuelle (Crawford et al., 2008).

Deux erreurs majeures peuvent survenir à la suite du procédé décrit ci-dessus. L'amplification est en effet susceptible d'engendrer la création d'allèles inexistantes ou au contraire de nuire à l'expression de certains allèles existants. Les conséquences de ces erreurs peuvent résulter en la création d'un faux individu, c'est-à-dire un individu supplémentaire qui n'est pas présent dans la population. La qualité des analyses et la répétition du processus sont donc primordiales afin d'éviter l'apparition de ces faux (Mainguy et Bernatchez, 2007).

4. MATÉRIEL ET MÉTHODE

4.1 SITUATION GÉOGRAPHIQUE

4.1.1 LA BELGIQUE

La Belgique est caractérisée par un climat tempéré océanique. Le pays profite donc de l'inertie thermique des masses d'eau qui provoquent un effet tampon sur les températures. Les hivers sont doux et le climat est frais et humide. Les précipitations annuelles à Uccle s'élèvent à 798,6 mm et la température moyenne annuelle enregistrée au même endroit est de 11,5°C (IRM, 2020).

4.1.2 LE BRABANT WALLON ET LE BASSIN DE LA DYLE

Le Brabant wallon couvre une surface de 1090 km². La densité de population y est de 364 habitants/km². Cette valeur est très proche de la moyenne belge (374 hab./km²) mais nettement supérieure à la moyenne wallonne (216 hab./km²). Le point le plus haut du Brabant wallon culmine à 183 mètres tandis que le point le plus bas se situe à 28 mètres au-dessus du niveau de la mer. La moitié de la surface du Brabant-wallon est constituée de terres arables et de cultures permanentes ; 8,9% du territoire sont composés de forêt tandis que 13% sont des terrains résidentiels et 1,3% des zones industrielles et artisanales (INBW, 2017).

La Dyle prend sa source dans la province du Brabant wallon et s'écoule ensuite en direction du Nord-Est vers le Brabant flamand. Elle traverse la partie ouest du Brabant wallon de part en part (figure 8). La Dyle est un affluent du Rupel et appartient au bassin versant de l'Escaut. Le bassin versant de la Dyle draine 435 km² en Wallonie (SPW, 2018). Le débit de la Dyle est relativement stable. Ainsi, son débit caractéristique d'étiage est de 1,6 m³/s et celui de crue de 5,6 m³/s pour un débit médian de 2,4 m³/s (SPW, 2018).

Bien qu'elle prenne sa source dans la zone bioclimatique du plateau limoneux Hesbignion-brabançon, la quasi-totalité de la Dyle ainsi que de son bassin versant en Brabant wallon sont situés dans la zone bioclimatique des plaines et vallées scaldiennes. Avec une température moyenne annuelle comprise entre 10°C et 10,5°C, ces deux zones sont celles qui possèdent les températures moyennes les plus élevées au niveau de la région. Le total annuel de précipitation se situe entre 850 et 900 mm, soit les précipitations annuelles les plus faibles parmi les dix zones bioclimatiques référencées en Région wallonne (SPW, 2018).

4.2 DÉTERMINATION DES SITES D'ÉTUDE

4.2.1 DÉFINITION D'UN SITE

Un site de castor est défini le long d'un cours d'eau lorsqu'une concentration suffisante de traces récentes de l'animal est détectée. Celles-ci sont essentiellement, la présence d'un barrage entretenu avec des bois récents et structurellement fonctionnel ; la présence d'une hutte ou d'un terrier ponctuée de coulées récentes ; la présence de plusieurs bois coupés qui suintent et dont les copeaux sont encore visibles au sol (Raes, 2019).

Cependant, la définition d'un site de castors reste imprécise et potentiellement sujette à confusion. En effet, il arrive que le castor ne soit que de passage dans certains sites ou quitte un site après un certain temps. De plus, certains sites sont marqués par des subdivisions territoriales souvent engendrées lors de la dispersion des progénitures. Ces sites sont donc dans les faits plusieurs sous-sites accolés. Pour le moment, aucun inventaire ne semble faire état de ces subdivisions.

D'autres difficultés reposent sur le fait que sur certains sites le castor ne construit pas de barrage. En outre, l'entrée des terriers étant submergée, ceux-ci peuvent s'avérer difficiles à répertorier.

4.2.2 INVENTAIRE DES SITES SUR LE BASSIN DE LA DYLE

Dans le cadre de ce travail, des sites sont répertoriés et visités dans le bassin de la Dyle en Brabant-Wallon. La position de ceux-ci est repérée à l'aide de la carte des sites du Brabant-Wallon (figure 8) établie en 2019 par Natagora (Raes, 2019). Les sites à visiter sont sélectionnés selon plusieurs critères. Ceux-ci sont, par ordre d'importance :

- L'isolement par rapport à d'autres populations de castors ;
- La proximité avec Louvain-La-Neuve ;
- La potentialité de comparaison avec d'autres sites du même bassin.

Ces conditions ont mené à la visite de 18 sites et à l'inventaire précis de 16 sites. Deux ne sont en effet, pas retrouvés sur le terrain. Ces sites sont repris à l'annexe 2. Sur chacun d'entre eux, plusieurs facteurs sont répertoriés. Ceux-ci sont :

- La position géographique du site ;
- La présence ou non d'une forêt et les essences en présence ;
- Le nombre de barrages ;
- La longueur de la portion de cours d'eau sur laquelle s'étend le site ;
- L'accessibilité du site ;
- La distance routière séparant le site de Louvain-La-Neuve ;

- L'isolement du site par rapport aux axes de transit importants (la Dyle par exemple) ;
- Une cote sur 3 caractérisant l'intérêt du site pour l'étude selon son aspect sur le terrain (présence d'un ou plusieurs barrages, taille et forme des bassins, nombre de coulées et traces fraîches, artificialité et dérangements potentiels dans la zone, étape de colonisation du site).

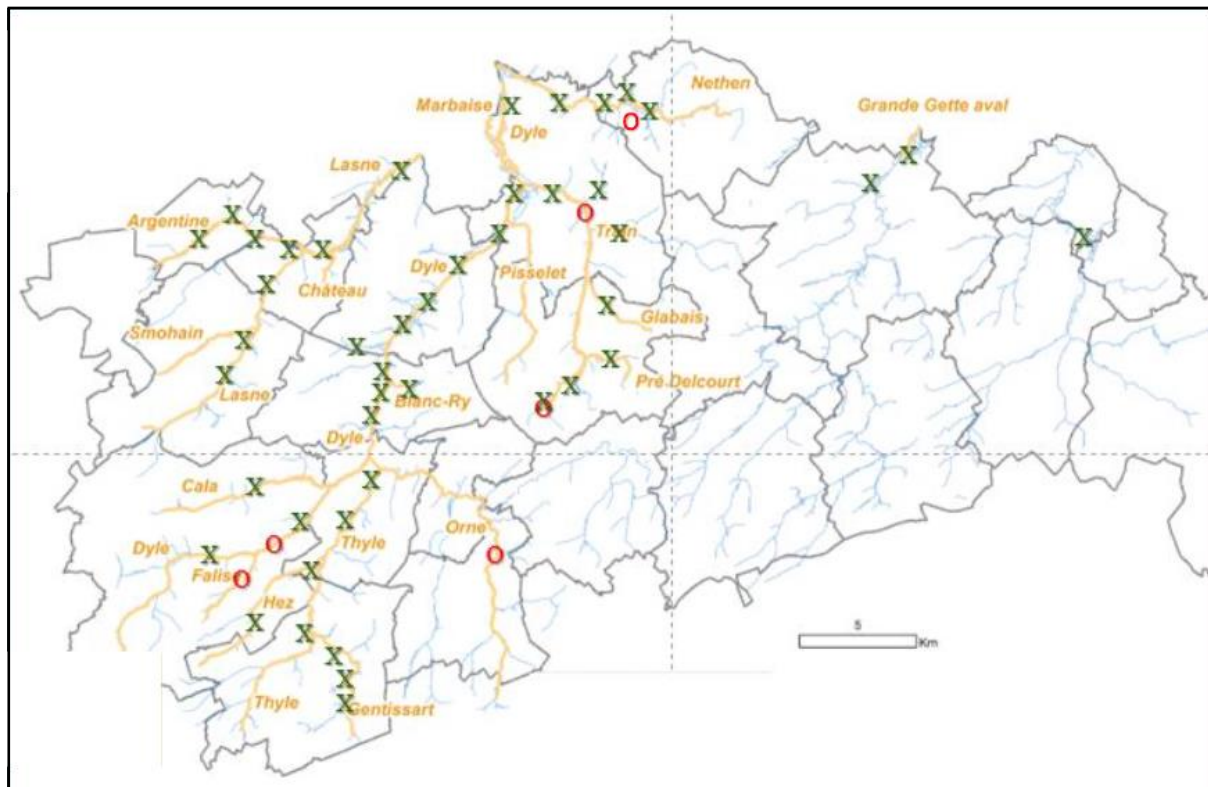


Figure 8 Sites de castors répertoriés par Natagora en 2019 (Raes, 2019) dans le Brabant-Wallon (partiellement représenté). Les sites actuels sont représentés par des croix vertes (n=45) tandis que les sites abandonnés sont représentés par des cercles rouges (n=5).

4.2.3 CARTOGRAPHIE ET CHOIX DES SITES

Les 16 sites répertoriés sont repris à la figure 9. Parmi ceux-ci, il est décidé d'en sélectionner trois. Ce nombre permet d'établir une comparaison intéressante entre les sites sélectionnés sans que l'effort d'inventaire ne soit trop important au vu des moyens à disposition.

Les trois sites finalement sélectionnés sont le site n°17 sur le Blanc-Ry (site du Bois de Lauzelle), le site n°7 sur le Cala (site d'Agnissart) et le site n°11 sur la Thyle (site de Court-Saint-Étienne). Ceux-ci sont sélectionnés afin de pouvoir standardiser la méthode de travail sur des sites de tailles différentes. De plus, ils sont situés à proximité de Louvain-La-Neuve et caractérisés par une note de 3 sur l'échelle d'intérêt pour la présente étude.

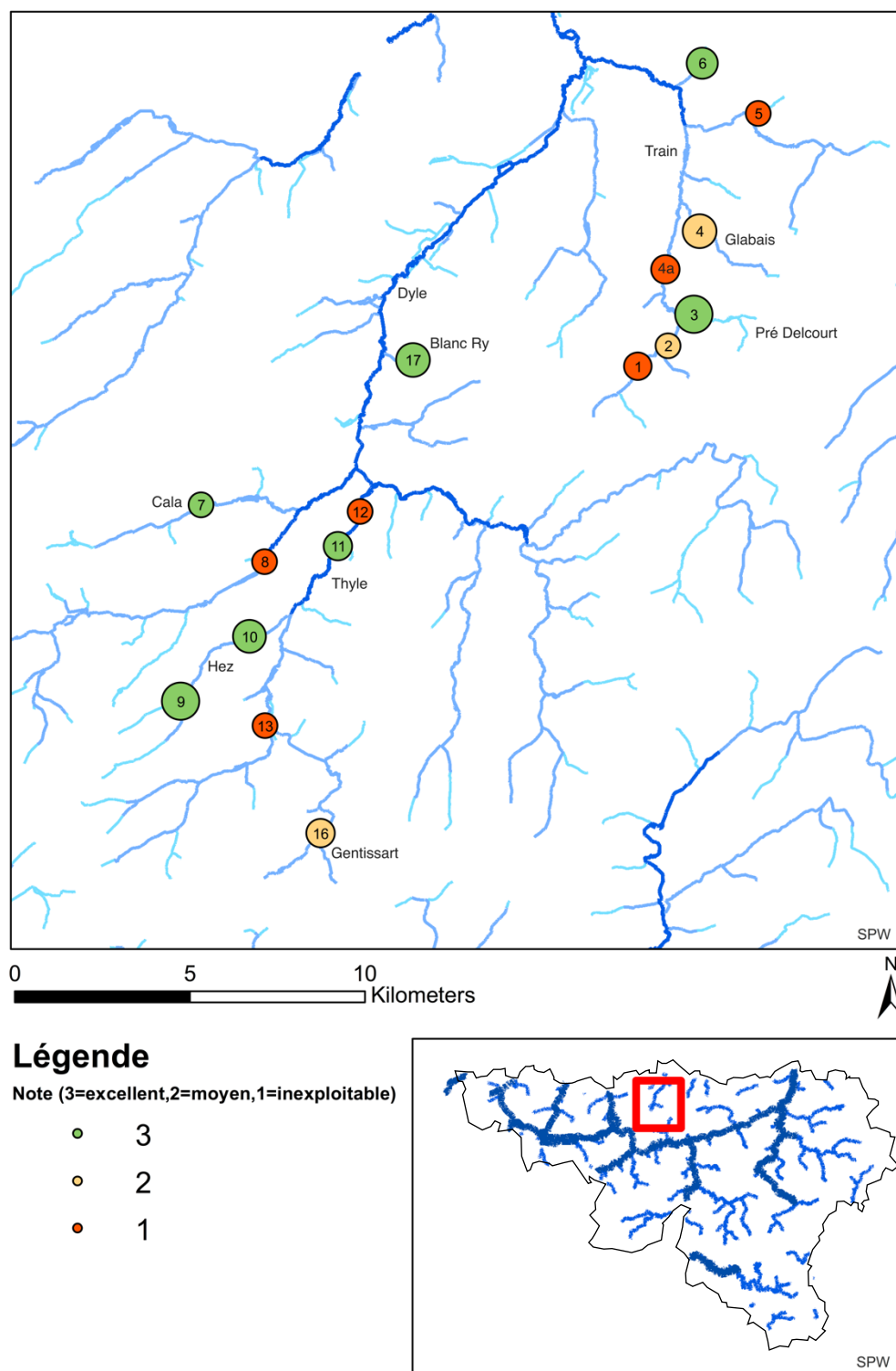


Figure 9 Représentation cartographique des 16 sites répertoriés, de leur taille et de leur potentiel pour la présente étude. La taille des cercles caractérise la longueur de la portion de cours d'eau sur laquelle le site est établi tandis que la couleur représente l'intérêt du site dans le cadre de la présente étude (cote sur 3, vert équivaut à un site d'intérêt majeur, orange à un site d'intérêt moyen et rouge à un site sans potentiel). Les sites retenus sont les 7 (Agnissart), 11 (Court-Saint-Étienne) et 17 (Bois de Lauzelle). Les informations détaillées de chaque site sont reprises à l'annexe 2.

4.3 DESCRIPTION ET PRÉSENTATION GÉNÉRALE DES SITES SÉLECTIONNÉS

Chacun des trois sites sélectionnés est cartographié à l'aide de l'application MapIt sur le terrain (marquage de points GPS et transfert sous forme de « shapefile »). Les données sont ensuite traitées à l'aide des logiciels de géotraitement ArcGis et Qgis. Les campagnes de cartographie sont réalisées en hiver afin de faciliter le repérage des souches de castor. Il en va de même pour les huttes et les coulées. De plus, il est plus aisé de parcourir les sites hors végétation. La strate inférieure des abords de plans d'eau est en effet généralement dense à cause de la lumière qui y est plus importante que sous le couvert.

4.3.1 CARTOGRAPHIE ET MÉTHODES DE MESURE

Les données répertoriées et géolocalisées sont : les barrages, les huttes, les coulées, les plans d'eau, les plans d'eau engendrés par le castor et les arbres et souches rongés par l'animal. Les données déterminées sur le terrain sont : le nombre d'arbres rongés, la circonférence des arbres rongés, l'espèce des arbres rongés et la temporalité de la coupe. Les longueurs des barrages et des coulées, ainsi que la surface des bassins sont établies via QGis. La circonférence des arbres rongés est mesurée à l'aide d'un mètre ruban juste sous la coupe réalisée par l'animal. Dans la plupart des cas, cette coupe se situe à une hauteur moyenne de 30 centimètres. Cependant, comme elle n'est pas nette, la hauteur de mesure est prévue à 20 centimètres au-dessus du sol. Le seuil d'inventaire est fixé à 10 centimètres de circonférence. L'espèce de chaque arbre consommé est déterminée via une analyse visuelle de l'écorce et du tronc lorsque l'impact est récent. Tandis que pour un impact antérieur à une saison de végétation, une analyse des bourgeons sur les rejets de souche est privilégiée.

Chaque arbre rongé est caractérisé par un indice approximant l'âge de la coupe. Ces arbres rongés sont donc répartis en trois catégories : récent, vieux et très vieux. La catégorie « récent » regroupe les arbres dont la coupe est encore très blanche et suintante tandis que de nombreux copeaux frais sont présents au sol. La catégorie « vieux » regroupe les arbres dont la coupe a déjà commencé à s'assombrir et pour lesquels les copeaux sont peu nombreux, difficiles à trouver et cachés sous la litière de feuilles. La catégorie « très vieux » regroupe les arbres dont la coupe est sombre, la souche a commencé à rejeter ou à pourrir et pour lesquels les copeaux sont absents (Campbell-Palmer, 2016).

Les résultats des traitements cartographiques préalables sont disponibles à l'annexe 3. Ils contiennent la disposition des arbres rongés par catégories temporelles de découpe et par essences. Ils contiennent également des cartes de fréquentation (heatmap) présentant les points d'activité les plus importants (toutes les cartes n'y sont pas reprises pour chaque site). Les cartes de fréquentation sont des rasters générés à partir d'entités ponctuelles (ou linéaires). Ces cartes sont obtenues via la méthode d'estimation par noyau, elles représentent donc la distribution de la densité de probabilité de la variable sélectionnée. Ainsi, celles-ci font

indirectement état de la densité de points (ou d'éléments linéaires). Dans le cadre de ce travail, la distance d'influence maximum de chaque point (bande passante du noyau) est fixée à 40 mètres. Cette valeur représente un bon compromis au vu du nombre de points et de la taille des sites. Par défaut, chaque entité ponctuelle possède un poids de 1. Cependant, il est possible de pondérer les cartes obtenues en ajoutant un poids spécifique à chaque entité.

4.3.2 DESCRIPTION DES SITES

Aucun site de castors en Brabant-wallon n'échappe aux dérangements liés à la haute densité de population répertoriée sur le territoire ainsi qu'aux activités humaines qui en découlent. Les trois sites sont, entre autres, sélectionnés afin de limiter les nuisances de la présence humaine sur les castors et leur écologie, et donc indirectement sur la présente étude. Malgré cela, le passage régulier de randonneurs et de cyclistes, de chiens, de machines agricoles et forestières ainsi que le bruit des tronçonneuses, les interventions des gestionnaires ou même le passage de trains sont autant d'éléments susceptibles de venir perturber l'écologie du castor. Les cas les plus extrêmes incitent même à la délocalisation volontaire de l'animal. Cinquante abandons de sites sont actuellement référencés en Brabant-Wallon depuis l'installation du castor dans la région (Raes, 2019).

Les localisations des trois sites sont reprises sur la carte présentée ci-dessous (figure 10).

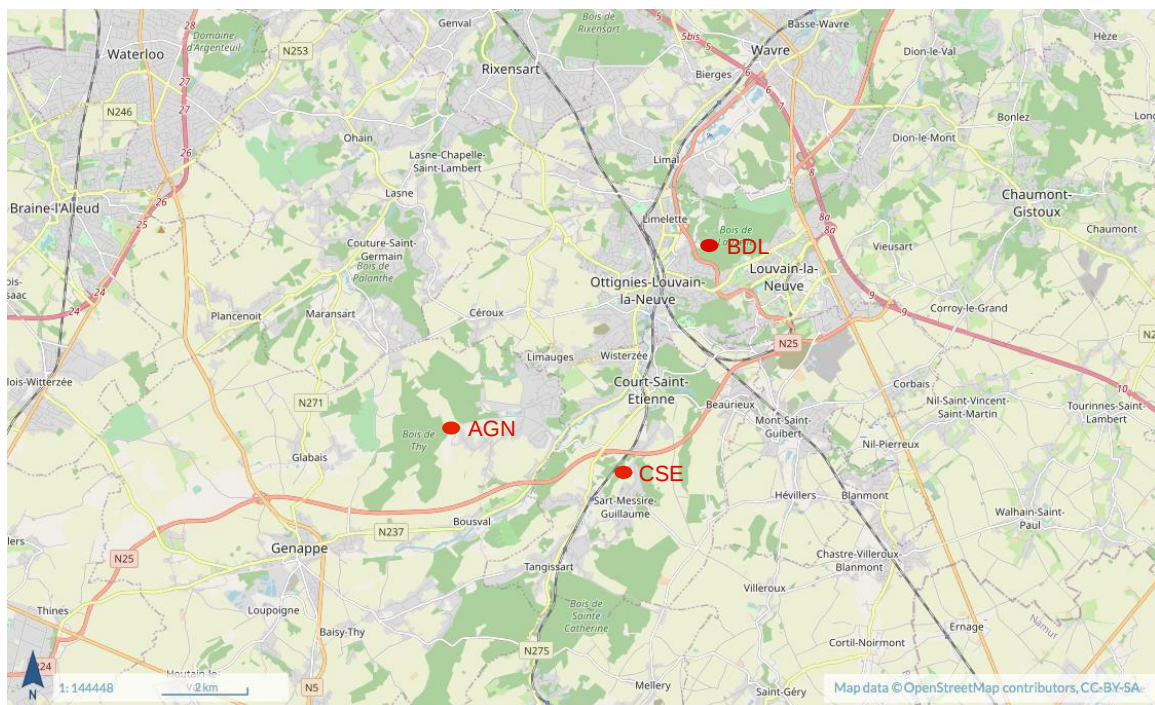


Figure 10 Localisations des sites d'Agnissart (AGN), de Court-Saint-Etienne (CSE) et du Bois de Lauzelle (BDL). Fond de carte OpenStreetMap.

4.3.2.1 BOIS DE LAUZELLE

Le Bois de Lauzelle couvre une surface de près de 200 hectares. Cette forêt périurbaine est propriété de l'Université catholique de Louvain (UCLouvain). La gestion en est confiée au GPEX (Service de gestion du patrimoine – Espaces extérieurs), qui s'appuie sur l'expertise en sylviculture de l'équipe des sciences forestières de l'ELI (ELIe – Forest Science). L'évolution du Bois de Lauzelle repose sur la mise en place de scénarios de gestion multiobjectifs dont notamment la production de bois, la conservation de la biodiversité et l'accueil du public. Une portion très importante du Bois de Lauzelle est reprise dans le réseau Natura 2000. Les unités de gestion (UG) répertoriées aux abords du site de castor sont les UG 1, 7, 8 et 11. Celles-ci correspondent respectivement aux milieux aquatiques, aux forêts prioritaires alluviales et aux forêts indigènes de grand intérêt biologique. La dernière catégorie représente la pisciculture et n'est reprise que pour assurer la cohérence du réseau.

Le Blanc-Ry, affluent de la Dyle, prend sa source dans le Bois de Lauzelle. Les castors ont colonisé l'intégralité de la portion du ruisseau située dans le Bois de Lauzelle (figure 11). La vallée du Blanc-Ry est ponctuée de quelques étangs également colonisés par les castors. Le fond humide du Bois de Lauzelle est très peu exploité pour ne pas nuire à la biodiversité. Les castors ne sont donc que très peu dérangés par le charroi et le bruit des machines. Il existe cependant de nombreux sentiers qui constituent une zone de passage importante aux alentours du Blanc-Ry et des plans d'eau. Les castors sont donc susceptibles d'être dérangés par des promeneurs ou des chiens.

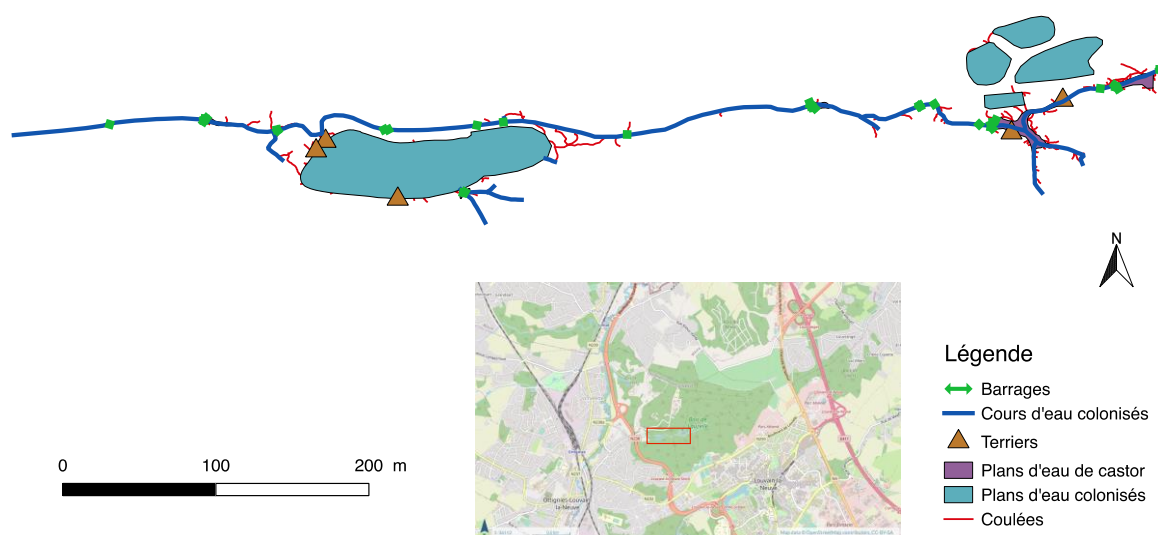


Figure 11 Représentation cartographique du site du Bois de Lauzelle et des éléments inhérents à la présence de castors. La mini-carte localise le site dans le Bois de Lauzelle, au nord-ouest de Louvain-La-Neuve, entre la N238 et la N4 (OpenStreetMap). Les autres cartes établies pour le site du Bois de Lauzelle sont reprises à l'annexe 3.

Selon Jean-Claude Mangeot, garde forestier du bois lors de la réalisation de la présente étude, les castors sont présents depuis 6 ans sur le site (Jean-Claude Mangeot, communication orale, 2020). La présence du castor est gérée dans le Bois de Lauzelle. Ainsi, certains barrages gênants sont détournés de leur fonction par des buses et certains arbres d'intérêt ou remarquables sont protégés par des grillages individuels.

4.3.2.2 COURT-SAINT-ÉTIENNE

Le site de Court-Saint-Étienne est marqué par le morcellement administratif de la forêt. Ce site est donc réparti sur plusieurs petites propriétés. Celui-ci n'est pas intégralement forestier car il est jouté par une prairie et une friche. De plus, la partie aval du site (au nord) est marquée par un dispositif d'inondation d'urgence. Sur le site, les castors ont colonisé la Thyle et un de ses affluents. Ce dernier est de faible importance et constitue probablement un ancien fossé de drainage. Le site est constitué en partie d'un grand plan d'eau engendré par les castors sur cet affluent (figure 12). Le site est marqué par la présence d'une ligne de chemin de fer et d'un sentier de promenade pour VTT et piétons. Cela peut engendrer des dérangements potentiels notamment au niveau sonore pour les castors. Les bois présents sur le site ne semblent pas subir de gestion particulière si ce n'est le prélèvement ponctuel de bois de chauffage. Il en résulte un nombre important de bois morts sur pied et au sol ainsi que la présence de certains arbres de dimensions très importantes.

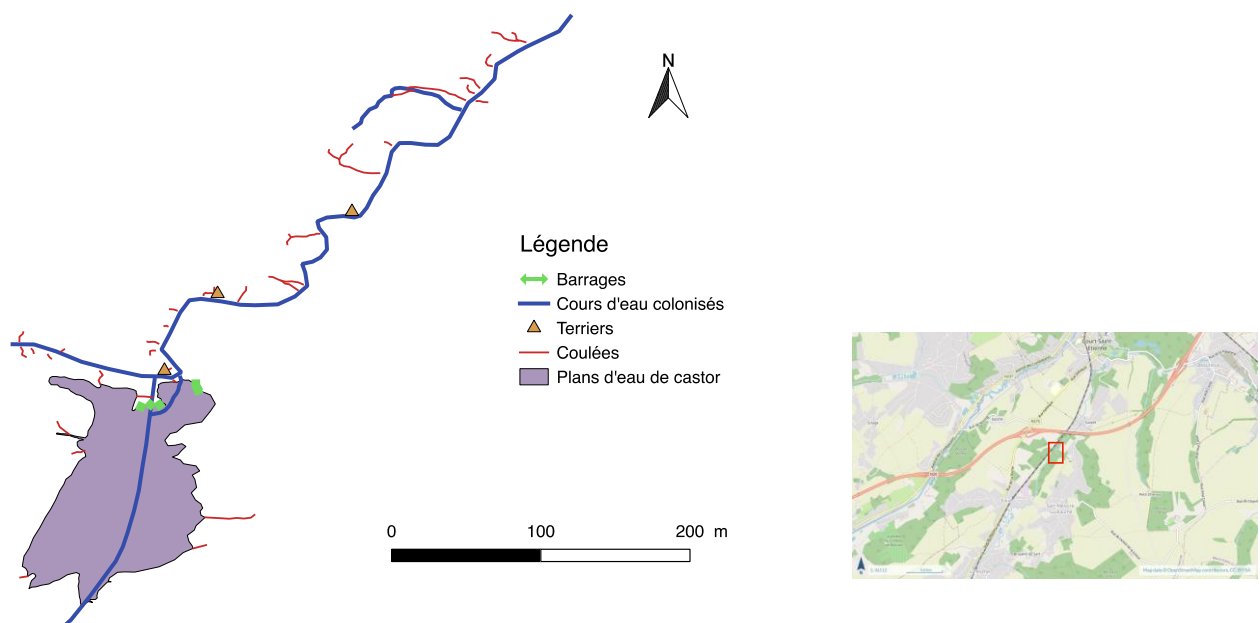


Figure 12 Représentation cartographique du site de Court-Saint-Etienne et des éléments inhérents à la présence de castors. La mini-carte localise le site le long de la Thyle, au sud de la N25 (OpenStreetMap). L'autre carte établie pour le site de Court-Saint-Étienne est reprise à l'annexe 3.

4.3.2.3 AGNISSART

Le site d'Agnissart et les bois alentours sont gérés par Mme Lourtie. Le site est marqué par la présence de maisons et d'une pâture pour des vaches à proximité ainsi que d'un chemin de randonnée (pour VTT et piétons) et d'une ligne électrique. La présence de cette dernière a provoqué la destruction à plusieurs reprises d'un des barrages principaux situé en aval du site. Il était en effet nécessaire de maintenir au sec les abords de la ligne électrique afin d'assurer la possibilité d'intervention d'urgence. L'une des berges du site est clôturée en amont. La clôture est basse et électrifiée afin d'empêcher que les castors ne nuisent à l'objectif de production des bois alentours. Le site est situé sur le Cala qui est un affluent direct de la Dyle. Le site d'Agnissart est le seul site de castor répertorié le long du Cala. La figure 13 présente la disposition du site d'Agnissart.

Le site d'Agnissart est repris dans le réseau Natura 2000. Les unités de gestion rencontrées sont les UG 1, 2, 7 et 8. Celles-ci correspondent respectivement aux milieux aquatiques, aux milieux ouverts prioritaires, aux forêts prioritaires alluviales et aux forêts indigènes de grand intérêt biologique. Une portion importante du site est située aux abords d'une prairie boisée (UG 2) très ouverte et régulièrement fauchée.

Il est fort probable que les dérangements engendrés par la destruction à répétition d'un des barrages principaux du site aient amené le départ ou la délocalisation d'une partie des castors présents.

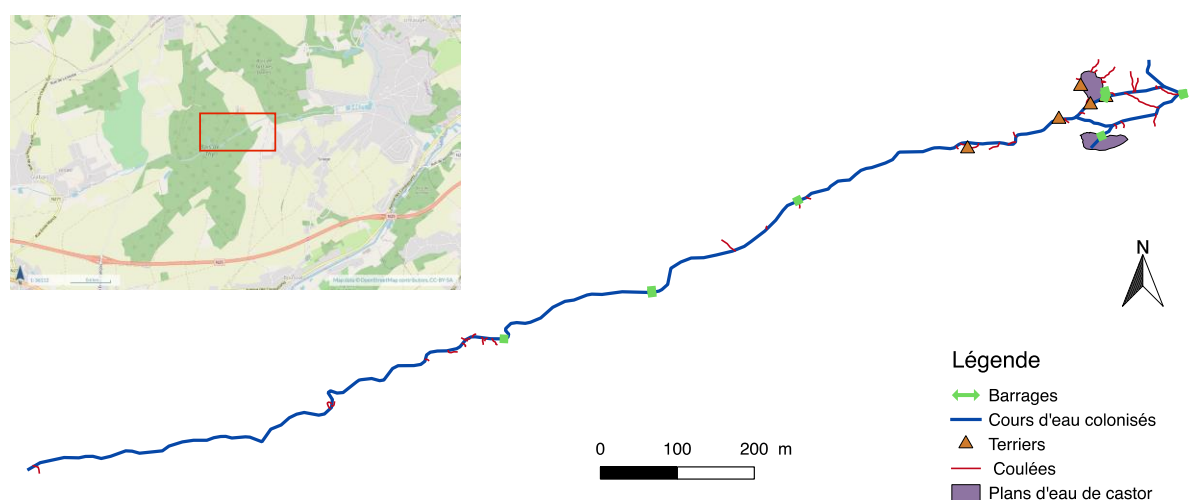


Figure 13 Représentation cartographique du site d'Agnissart et des éléments inhérents à la présence de castors. La mini-carte localise le site au nord de la N25 et à l'ouest du village de Sclage (OpenStreetMap). Les autres cartes établies pour le site d'Agnissart sont reprises à l'annexe 3.

4.4 DÉTERMINATION DU NOMBRE D'INDIVIDUS SUR CHAQUE SITE

L'estimation du nombre de castors présents sur chaque site devait être établie via une analyse génétique de poils prélevés à l'aide de pièges à poils. L'analyse des poils prélevés n'a toutefois pu être effectuée à ce stade suite aux restrictions imposées par la pandémie de Covid-19.

4.4.1 PIÈGES À POILS

4.4.1.1 DÉTAIL DES PIÈGES ET POSITIONNEMENT

Les pièges à poils utilisés consistent en un fil barbelé tendu à une hauteur moyenne de 20 centimètres au-dessus des coulées empruntées par l'animal (figure 14). Les pièges sont de préférence installés à proximité des terriers/huttes ainsi qu'à proximité des zones présentant des traces de passage récent de l'animal (Herr and Schley, 2009).



Figure 14 Photographie d'un dispositif de récolte de poils (piège à poils) simple tige (Rutsaert, mars 2020, Ottignies-Louvain-la-Neuve).

Les pièges sont installés le 19/03/2020 pour le site du Bois de Lauzelle (site n°1) et le 20/03/2020 pour les sites de Court-Saint-Étienne (site n°2) et d'Agnissart (site n°3). Ils sont

installés pour une durée prévisionnelle de récolte allant de 2 à 3 mois selon le nombre d'échantillons récoltés. Initialement, 20 pièges sont disposés sur le site du Bois de Lauzelle, 12 sur le site de Court-Saint-Étienne et 15 sur le site d'Agnissart.

La hauteur moyenne à laquelle se situe le barbelé qui constitue le piège est de $21,65 \pm 1,05$ centimètres. Les pièges mesurent en moyenne $85,41 \pm 24,92$ centimètres de long. Plusieurs situations ne permettent pas l'installation d'un piège adéquat sans l'apport d'un support pour celui-ci. Dans ces cas, une tige semi-rigide de couleur blanche permet l'ancrage et la mise en tension du barbelé. Le nombre moyen de tiges utilisées par piège est de $0,8 \pm 0,74$.

Le positionnement initial de chaque piège est déterminé à l'aide des cartes réalisées précédemment et présentées au point 4.3.1 (visibles à l'annexe 3). Un exemple de localisation initiale des pièges pour le site du Bois de Lauzelle est présenté à la figure 15. Les dispositions pour les deux autres sites sont présentées à l'annexe 4.

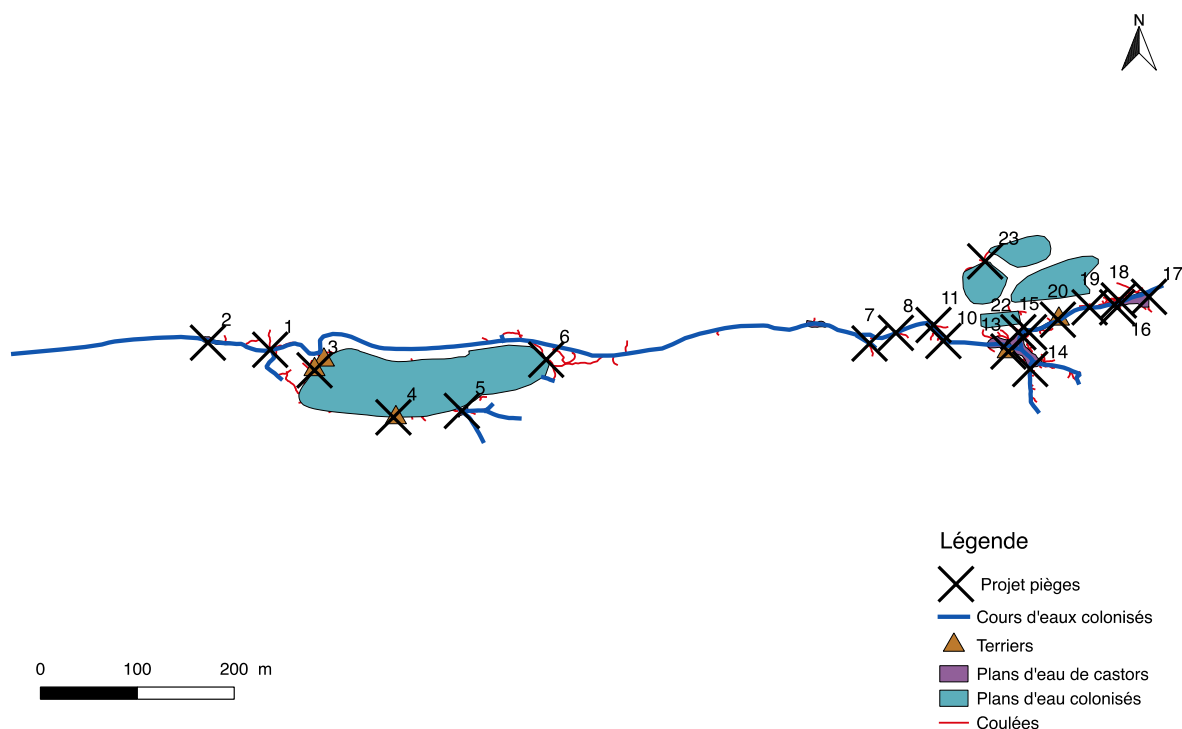


Figure 15 Positionnement initial de terrain des pièges à poils (n=20) sur le site du Bois de Lauzelle. Les pièges sont disposés systématiquement sur des coulées actives (présentant des traces récentes d'activité). Les coulées situées à proximité des terriers, des zones de coupe ou des plans d'eau sont privilégiées pour la pose de pièges.

Sur le terrain, la position de chaque piège est susceptible d'être ajustée par rapport à celle définie sur une base purement cartographique. Plusieurs critères définissent un ajustement. Ainsi, pour placer un piège, il faut la présence d'une coulée relativement récente

(les coulées abandonnées sont rapidement recouvertes par la végétation). Il est également nécessaire que la largeur au départ de la coulée n'excède pas 1,5 mètre afin de pouvoir identifier précisément le trajet du castor lors de sa sortie d'eau. Enfin, une zone présentant des traces récentes de fréquentation sera privilégiée. Ainsi, des empreintes de pas, des copeaux, des arbres en cours d'abattage ou à l'écorce rongée récemment peuvent mener au déplacement très local d'un projet de piège.

Afin de maximiser la récolte d'échantillons, un système de rotation dynamique est mis en place. La rotation dynamique des pièges consiste au déplacement des pièges qui n'ont pas permis la récolte d'échantillons depuis un certain temps (Caudron, 2019). Dans le cas présent, le temps de rotation d'un piège négatif est fixé à une quinzaine de jours. Cependant, ce délai est susceptible de varier fortement selon les constatations de terrain. Un piège n'est, par exemple, pas déplacé si de nouvelles traces d'activité sont constatées à proximité directe. Afin de respecter la répartition des pièges à travers le site, les pièges sont, dans la plupart des cas, déplacés à proximité de leur précédent emplacement. Ainsi, ils sont positionnés afin de se rapprocher de zones présentant des traces récentes de passage de castor (empreintes, coulées, copeaux, etc). Des pièges supplémentaires sont également installés lorsque de nouvelles constatations de terrain permettent d'augmenter les chances d'obtenir des échantillons susceptibles d'être complémentaires avec ceux précédemment récoltés.

4.4.1.2 RÉCOLTE DE POILS

La récolte fréquente des pièges à poils est essentielle. En effet, plusieurs facteurs sont susceptibles de nuire à l'échantillonnage. Ceux-ci sont principalement dus aux conditions météorologiques telles que le vent (envol des échantillons) ou la pluie (dégradation des échantillons). Au printemps, il n'est également pas exclu que les oiseaux puissent prélever les poils en vue de la construction de leur nid. Une récolte fréquente permet, en outre, d'éviter la contamination des échantillons par d'autres individus voire même par d'autres espèces. Pour ces raisons, la récolte est réalisée à fréquence bihebdomadaire. Par soucis pratique et afin d'espacer au plus les jours de récolte, Celles-ci ont lieu les lundis et les vendredis pour tous les sites.

La méthode utilisée pour inventorier et conserver les poils est reprise d'un précédent rapport (Caudron, 2019). Ainsi chaque échantillon récolté est caractérisé par le numéro du site de récolte, le numéro du piège, le numéro du jour d'échantillonnage et éventuellement un numéro de barbelé si plusieurs échantillons sont récoltés sur le même piège le même jour (exemple « S1P12J9B1 »). Le numéro du jour d'échantillonnage est calculé à partir du jour 1 de référence qui est le 19/03/2020 (l'échantillonnage débute donc au J2 pour les sites de Court-Saint-Étienne et d'Agnissart). À titre d'exemple, le tableau 2 (ci-dessous) présente la récolte au premier passage lors du 5^{ème} jour d'échantillonnage.

Tableau 2 Inventaire des échantillons récoltés au 5ème jour d'échantillonnage

Code	Site	Date	Heure	Espèce présumée	Poil de garde	Météo	Etat	Remarque
S1P3J5	BDL	23/03/20	9h31	Castor	Bourre	Soleil	Bon	Tres faible échantillon
S1P5J5	BDL	23/03/20	9h46	Castor	G3+	Soleil	Humide	Bulbes ?
S1P6J5	BDL	23/03/20	10h02	Castor	G1+	Soleil	Bon	Très belle touffe
S1P11J5	BDL	23/03/20	10h22	Castor	G1+	Soleil	Bon	Très peu
S1P17J5B1	BDL	23/03/20	10h51	Castor	Bourre	Soleil	Bon	Très faible
S1P17J5B2	BDL	23/03/20	10h51	Castor	Bourre	Soleil	Humide et sale	Un peu plus fourni
S1P18J5	BDL	23/03/20	10h59	Castor	Bourre	Soleil	Bon	/
S2P4J5B1	CSE	23/03/20	12h54	Castor	G5+	Soleil	Bon	Très bien fourni
S2P4J5B2	CSE	23/03/20	12h54	Blaireau?	/	Soleil	Bon	Pas castor
S2P4J5B3	CSE	23/03/20	12h54	Castor	G1+	Soleil	Bon	Peu
S2P4J5B4	CSE	23/03/20	12h54	autre	/	Soleil	Bon	Pas castor
S3P4J5	AGN	23/03/20	14h08	Castor	Bourre	Soleil	Bon	Touffe
S3P15J5	AGN	23/03/20	14h38	Castor	G3+	Soleil	Bon	Très peu de poil de bourre, juste 3-4 poils de garde

Un échantillon est caractérisé par une récolte sur un barbelé défini. Chaque échantillon est ensuite placé à l'aide de fins forceps désinfectés dans une enveloppe individuelle. Les enveloppes sont par après conservées dans une caisse en carton à l'abri de l'humidité et de la lumière.

Deux indicateurs principaux sont utilisés afin de caractériser la récolte de poils. Ainsi le « taux de positif » correspond au rapport entre le nombre de pièges qui ont permis la récolte d'au moins un échantillon et le nombre de piège total. Tandis que « l'efficacité des pièges » est définie par le nombre d'échantillons récoltés par jour par piège.

Un document reprenant les conseils et les constatations établis à partir de la présente expérience de piégeage de poils de castor est repris à l'annexe 5.

4.4.2 ANALYSE ADN

Les poils récoltés sont transmis à un laboratoire indépendant qui se charge d'établir l'analyse ADN des échantillons récoltés. Les objectifs primaires de l'analyse sont :

- Estimer le nombre d'individus présents sur chaque site/sous-site ;
- Déterminer les liens de parentés entre les individus présents (arbre généalogique) ;
- Mettre en évidence les éventuels déplacements et migrations entre les sites et sous-sites.

Malheureusement, ces analyses n'ont pas pu être réalisées pour ce mémoire à cause de la non-disponibilité des laboratoires suite à la pandémie provoquée par le virus SARS-CoV-2.

4.5 CARACTÉRISATIONS DENDROMÉTRIQUES ET OUVERTURE DU COUVERT

L'objectif est d'optimiser le nombre de mesures à réaliser de manière à assurer l'estimation fiable des indicateurs d'intérêt avec une charge de travail raisonnable au vu des moyens disponibles. Afin de prendre en compte l'effet de bord provoqué par la présence de

la berge, le choix s'est porté sur des cellules rectangulaires. Ces cellules permettent d'isoler une surface échantillon sur chaque site qui sert à estimer l'impact des rongeurs sur la végétation ligneuse et sur l'éclairement du couvert.

Dans le cadre de ce travail, un « arbre coupé » désigne un arbre abattu par le castor. un « arbre rongé » est défini comme un arbre dont le castor a prélevé de la matière ligneuse autre que de l'écorce, c'est-à-dire que le castor a entamé les fibres de soutien de l'arbre. Celui-ci peut donc être abattu ou sur pied. Les « arbres disponibles » sont tous les arbres présents sur la surface de mesure et qui ne sont pas rongés. Le « nombre d'arbre total » comprend les arbres rongés et les arbres disponibles. Le « taux de consommation » est le rapport entre les arbres rongés et le nombre d'arbres total.

4.5.1 INSTALLATION DES PLACETTES DE MESURE

4.5.1.1 ANALYSE DE L'ACTIVITÉ DE COUPE SUIVANT LA DISTANCE PERPENDICULAIRE À LA BERGE

La longueur de l'axe perpendiculaire à la berge des unités d'échantillonnage est définie via l'analyse de la position des arbres rongés par les castors. Cette procédure est basée sur la distance entre ces arbres et la berge. Les cartes reprenant les éléments caractéristiques des sites de castors (annexe 3) sont utilisées afin de situer les arbres rongés (et leurs sections) par rapport aux berges.

Ces cartes sont traitées à l'aide du programme de cartographie Qgis. Dans un premier temps, une couche « Eau castor » est créée. Cette couche reprend les trois couches « plans d'eau castor », « plans d'eau colonisés » et « cours d'eau colonisés » pour le site du Bois de Lauzelle. Tandis que pour les deux autres sites, cette couche reprend les deux couches « plans d'eau castor » et « cours d'eau colonisés ». En effet, sur ces deux sites, aucun plan d'eau n'était présent avant l'arrivée des castors. Il est important de noter également que la couche « arbres rongés » est affinée afin de ne traiter que les arbres rongés situés hors des plans d'eau. En effet, les transects étant réalisés exclusivement hors de l'eau, ces arbres n'ont pas lieu d'être pris en compte. La couche « Eau castor » est employée comme base afin d'établir différentes zones tampons. Celles-ci sont créées successivement tous les deux mètres jusqu'à ce que la dernière comprenne l'ensemble des arbres rongés (exemple à la figure 16). Ceci permet la création d'un graphique reprenant le pourcentage cumulé de section rongée en fonction de la distance à la berge par catégories successives de deux mètres d'éloignement. Ce travail est réalisé pour les trois sites.

Suite aux constatations cartographiques et de terrain ainsi qu'à la consultation de la littérature, une forte dépendance est attendue entre la section des arbres rongés et la distance à la berge (couche « Eau castor »). En effet, d'autres études révèlent que 90% des arbres rongés se situent dans les 35 mètres de la berge (Hall, 1960) ou que 70% se situent dans les 10 mètres et 90% dans les 20 mètres (Haarberg et Rosell, 2006) ou encore montrent

que l'activité de coupe est fortement concentrée dans les 20 premiers mètres de la berge (Voelker et Dooley, 2008).



Figure 16 Exemple d'une zone tampon de 10 mètres établie par couches successives de 2 mètres autour des berges sur une portion du site du Bois de Lauzelle. Les arbres compris dans la zone des 10 mètres de berge sont marqués en jaune tandis que les arbres hors de la zone sont représentés en vert.

Les graphiques présentant le pourcentage cumulé de section rongée des arbres en fonction de la distance à la berge sont présentés à l'annexe 6 pour les trois sites différents (figures 37, 38 et 39). Un quatrième graphique est établi, il reprend la moyenne des pourcentages de section totale pour les trois sites en fonction des catégories de distance (figure 40). La distance maximale reprise dans les graphiques correspond à celle qu'il faut parcourir pour englober tous les arbres rongés présents sur le site. Les tendances observées sur les graphiques correspondent à celles attendues. En effet, une décroissance progressive du taux d'augmentation de la section rongée en fonction de la distance est observable pour tous les sites. En considérant l'ensemble des sites (figure 40), il est observable qu'une fraction importante de la section rongée est comprise dans les 10 premiers mètres de berge (79%) tandis qu'une fraction très importante (96%) est comprise dans les 20 premiers mètres.

4.5.1.2 DIMENSIONS DES UNITÉS D'ÉCHANTILLONNAGE

Afin de pouvoir rendre compte de la pression sur le matériel ligneux, des cellules de mesure sont mises en place. Ces cellules sont dimensionnées en fonction des précédents

résultats (point 4.5.1.1). Bien que 10 mètres suffisent pour le site du Bois de Lauzelle, il faut compter 20 mètres pour englober 90% de la section cumulée sur le site de Court-Saint-Étienne. De plus, afin de comparer l'impact des castors avec l'ouverture de la canopée, des mesures au densiomètre convexe sont réalisées dans les cellules. Dans ce cadre, il convient de choisir une dimension de cellule d'une taille suffisamment conséquente pour rendre compte de l'étendue interceptée par l'appareil. Pour ces raisons, la taille des cellules est établie afin de correspondre à une surface carrée de 20x20 mètres. La surface au sol couverte par chaque cellule est donc de 4 ares. Sur le terrain, les cellules sont mesurées au décamètre.

4.5.1.3 NOMBRE ET POSITIONNEMENT

Dans un premier temps, les cellules sont disposées tous les 200 mètres (de centre à centre) de berge le long des sites. Dans un deuxième temps, toutes les cellules situées sur des berges inexploitablees sont supprimées. Une berge est qualifiée d'inexploitable lorsqu'elle remplit au moins un des critères suivants :

- Présence d'un chemin ;
- Présence d'une prairie ou d'un champ ;
- Berge totalement délaissée par les castors (aucune trace de passage ou d'impact) ;
- Présence d'un cours d'eau ou d'un plan d'eau à moins de 20 mètres de la berge.

Dans un troisième temps, une éventuelle suppression systématique (une sur deux ou une sur trois) est réalisée afin d'adapter l'effort d'échantillonnage. L'objectif est d'optimiser la précision des résultats obtenus en fonction des moyens disponibles dans le cadre de l'étude. L'objectif final est de conserver 10 cellules par site. De cette manière, une surface de 40 ares est échantillonnée pour chaque site. Le positionnement des cellules d'échantillonnage est présenté à l'annexe 7 pour les trois sites.

L'annexe 8 présente l'évolution des taux de sondage pour chaque site lors de l'augmentation du nombre de cellules par site. Ces graphiques ont permis d'assurer le choix optimal du nombre de cellules par site.

4.5.2 MESURES DENDROMÉTRIQUES

À l'intérieur de chaque cellule, le diamètre ou la circonférence de tous les arbres et de toutes les souches de castor dépassant le seuil de mesure est répertoriée. Le seuil de mesure est fixé à 2,5 centimètres de diamètre à 20 centimètres de hauteur (Rossell et al., 2014). Les mesures sont réalisées avec un pied à coulisse digital de précision lorsque le diamètre est inférieur à 10 centimètres. Les arbres et souches sont mesurés au mètre ruban dans le cas contraire. Le protocole de mesure au pied à coulisse implique la réalisation de deux mesures orthogonales afin de rendre compte des éventuelles irrégularités du tronc. Le résultat repris en sortie correspond à la moyenne de ces deux mesures. Les mesures de circonférence réalisées au mètre ruban sont par la suite converties en valeur diamétrales afin d'être comparables avec les autres mesures et les valeurs reprises dans la littérature.

Les mesures sont réalisées à la hauteur de référence de 20 centimètres au-dessus du sol. Cette hauteur tient compte de la hauteur moyenne de coupe d'un arbre abattu par un castor qui est d'environ 30 centimètres. La réalisation de ces mesures à cette hauteur inhabituelle permet d'établir une comparaison entre les arbres rongés et ceux qui ne le sont pas.

4.5.3 OUVERTURE DU COUVERT FORESTIER

L'ouverture du couvert forestier est estimée à l'aide d'un densiomètre convexe. Cet outil est simple et rapide d'utilisation. De plus, la différence de mesure (erreur) par rapport à d'autres méthodes telles que les photographies hémisphériques semble s'atténuer aux alentours d'ouvertures intermédiaires de couvert (entre 5 et 10%) telles que celles que nous allons probablement traiter (Baudry et al., 2013). Tant que l'on intègre les effets d'opérateur, les mesures au densiomètre sont reproductibles.

En outre, le densiomètre présente les avantages d'être fiable, facile à déplacer, facile à utiliser, abordable financièrement et indépendant des conditions météorologiques. Il permettra donc de reproduire avec efficacité les protocoles utilisés lors de cette étude sur un plus grand nombre de sites et à plus large échelle. Il répond ainsi efficacement à l'objectif de répétitivité du travail.

La première étape du protocole consiste en un entraînement avec des images densiométriques (figure 17) afin de calibrer et d'affiner les mesures, de manière à correspondre au mieux à la littérature (Baudry et al., 2013).

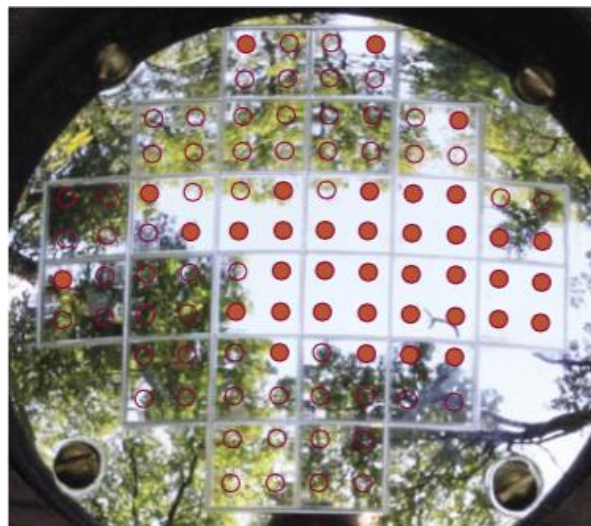


Figure 17 Représentation des points imaginaires utilisés pour déterminer l'ouverture de la canopée à l'aide d'un densiomètre convexe. Les points pleins représentent une ouverture (valeur de 1). Les points creux représentent une fermeture du couvert (valeur de 0) (Baudry et al., 2013)

En concordance avec les recommandations présentées dans la littérature, il est décidé de réaliser un point de mesure par are. Ce nombre constitue un compromis intéressant entre l'importance de l'effort d'échantillonnage et la représentativité des résultats (Baudry et al., 2013). Il convient toutefois de garder à l'esprit que les couverts forestiers de la présente étude s'avèrent être complexes en termes de structures et de diversité. Un point de mesure équivaut à quatre prises de mesures successives. Ces mesures sont réalisées en orientant le corps de l'opérateur vers chacun des points cardinaux. L'opérateur parcourt à chaque prise le miroir convexe du densiomètre et compte parmi les quatre points imaginés dans chaque carré ceux qui marquent une ouverture de canopée (figure 17).

La valeur retenue pour un point de mesure correspond à la moyenne des valeurs déterminées selon chaque point cardinal. Le miroir du densiomètre comprend 24 carrés. Il y a donc 96 points imaginaires établis par prise de mesure, 384 points par points de mesure (96×4 points cardinaux) et 1536 à l'intérieur des cellules de mesure de 4 ares établies précédemment (384×4 ares). La résolution de la méthode est donc de 384 points par are.

Quatre points de mesure sont établis à l'intérieur de chaque cellule de 20 x 20 mètres (4 ares). Il y a donc 40 points de mesure par site. La position de chaque point de mesure est déterminée de manière systématique. Ainsi, chaque cellule carrée marquée précédemment est divisée selon ses deux axes orthogonaux en quatre sous-cellules carrées de 10 x 10 mètres. Le centre géométrique de chacune de ces sous-cellules définit la position du point de mesure.

De manière à limiter les effets « opérateur » qui pourraient perturber les mesures ou altérer la comparaison avec d'autres études, il convient de conserver une interdistance d'environ 50 centimètres. L'interdistance correspond à la différence entre la hauteur de l'observateur et la hauteur à laquelle ce dernier tient le densiomètre convexe (Baudry et al., 2013).

Les valeurs obtenues sont ensuite multipliées par le facteur 1,04 afin d'obtenir directement une valeur correspondant au taux d'ouverture de la canopée exprimé en terme de pourcentage. Les valeurs finales qui déterminent chaque cellule de mesure de quatre ares équivalent à la moyenne des quatre points de mesure réalisés à l'intérieur de la cellule.

5. RÉSULTATS

5.1 CARTOGRAPHIE ET ÉLÉMENTS GÉNÉRIQUES

Les cartes issues de cette section sont présentées à l'annexe 3. Ces cartes permettent d'avoir une vue globale de la situation pour chaque site. Elles mettent également en évidence les «points chauds» des sites. Il est ainsi aisé de repérer les points de passage récurrents, les zones de nourrissage, les zones de repos (terriers) ou encore les limites de territoire. En outre, il est possible en observant ces cartes de différencier d'éventuels sous-sites ou des zones anciennement actives sur les territoires. Les tableaux reprenant l'ensemble des données cartographiques pour chaque site sont repris à l'annexe 9.

5.1.1 BOIS DE LAUZELLE

La figure 26 (annexe 3) permet de rendre compte du déplacement de l'activité sur le site du Bois de Lauzelle. L'activité récente est en effet concentrée de manière plus conséquente sur la partie Est du site. Les constatations de terrain permettent également de confirmer que la portion du Blanc-Ry située à l'Ouest du dernier plan d'eau est totalement abandonnée pour le moment. Les cartes de fréquentation (heatmap) présentées pour le même site aux figures 28 et 29 (annexe 3) circonscrivent cinq zones principales d'activité. Les castors travaillent en effet généralement par zone de coupe lors de leurs activités d'abattage. Ces zones sont pour quatre d'entre elles situées à proximité des terriers mais se trouvent décentrées par rapport à ces derniers.

5.1.2 COURT-SAINT-ÉTIENNE

La figure 32 (annexe 3) permet d'observer la situation sur le site de Court-Saint-Etienne. Ce site est le plus court (500 mètres) et les castors y sont globalement moins actifs que sur les deux autres sites. La partie sud composée du plan d'eau ne présente en effet aucun arbre rongé récemment et les coulées n'y sont pas entretenues (constatation de terrain). La partie nord du site présente, comme sur le site précédent, cinq zones où l'activité de découpe est très concentrée. Ces zones se rencontrent essentiellement dans la partie pseudo marécageuse (probablement une ancienne plaine alluviale) du site située à l'Ouest de la Thyle. De nombreux aulnes (*alnus sp.*) et saules (*salix sp.*) sont rencontrés sur cette portion du site.

5.1.3 AGNISSART

Le site d'Agnissart est le plus long (plus de 1200 mètres). Cependant, la partie située la plus à l'ouest, isolée du reste du site, semble n'avoir été qu'une zone de passage et n'est plus

fréquentée par les castors (figure 33, annexe 3). Le site est marqué par une nouvelle zone d'exploitation très récente à environ 500 mètres du bord ouest. La carte de fréquentation présentée à la figure 34 (annexe 3) pour ce même site, permet d'observer quatre zones de découpe principales. La nouvelle zone de découpe n'est pas encore suffisamment intense pour être facilement discernable. Il est intéressant de noter que trois de ces quatre zones de découpe sont quasi-totalement composées d'arbres rongés catégorisés « très vieux ». Elles présentent, pour la plupart, un terrier situé de manière décentrée à proximité.

5.2 PRÉFÉRENCES DE CONSOMMATION

5.2.1 ESSENCES

La connaissance des sélections opérées par le castor lors des prélèvements ligneux permet d'expliquer certaines discordances et d'améliorer la précision des mesures en ciblant les échantillonnages. Les mesures préalables de l'ensemble des arbres rongés permettent d'observer les distributions de ceux-ci selon les essences sur chacun des sites. Ces distributions sont présentées à l'annexe 10. Ces graphiques présentent une consommation importante de saules (*Salix* sp.) et de noisetier (*Corylus avellana*). Les aulnes (*Alnus* sp.) et les érables (*Acer pseudoplatanus*) sont également, bien que dans une moindre mesure, rongés par l'animal. Les résultats issus de l'échantillonnage par cellule permettent de venir étayer ci-dessous ces hypothèses en intégrant l'importance de la disponibilité de chaque essence.

La figure 18 présente la ventilation du nombre d'arbres disponibles et rongés par essences sur les trois sites réunis. La figure 19 présente la ventilation de la surface terrière disponible et rongée par essences sur les trois sites. Ces graphiques permettent de rencontrer les prédictions établies sur base de la littérature. Le castor développe en effet une préférence globale pour les arbres à bois tendre et capables de rejeter facilement tels que les saules (*Salix* sp.) et les noisetiers (*Corylus avellana*). Il évite tant que possible de consommer les aulnes (*Alnus* sp.) malgré leur importante disponibilité, car ceux-ci sont en effet difficiles à digérer. Les sycomores (*Acer pseudoplatanus*) représentent un attrait intermédiaire pour l'animal et sont souvent disponibles.

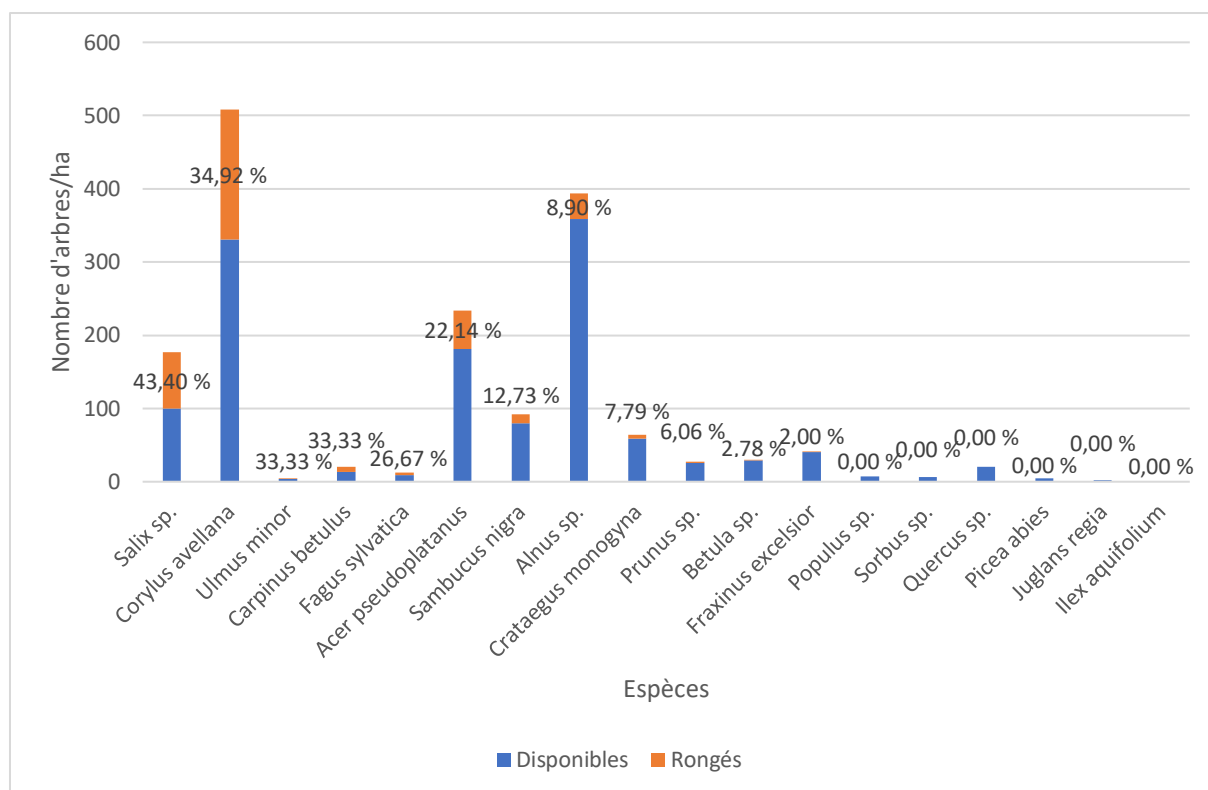


Figure 18 Répartition du nombre d'arbres à l'hectare disponibles (en bleu) et rongés (en orange) parmi les différentes essences rencontrées sur l'ensemble des sites. Le taux de consommation est renseigné en étiquette. Les essences sont triées par ordre décroissant de taux de consommation.

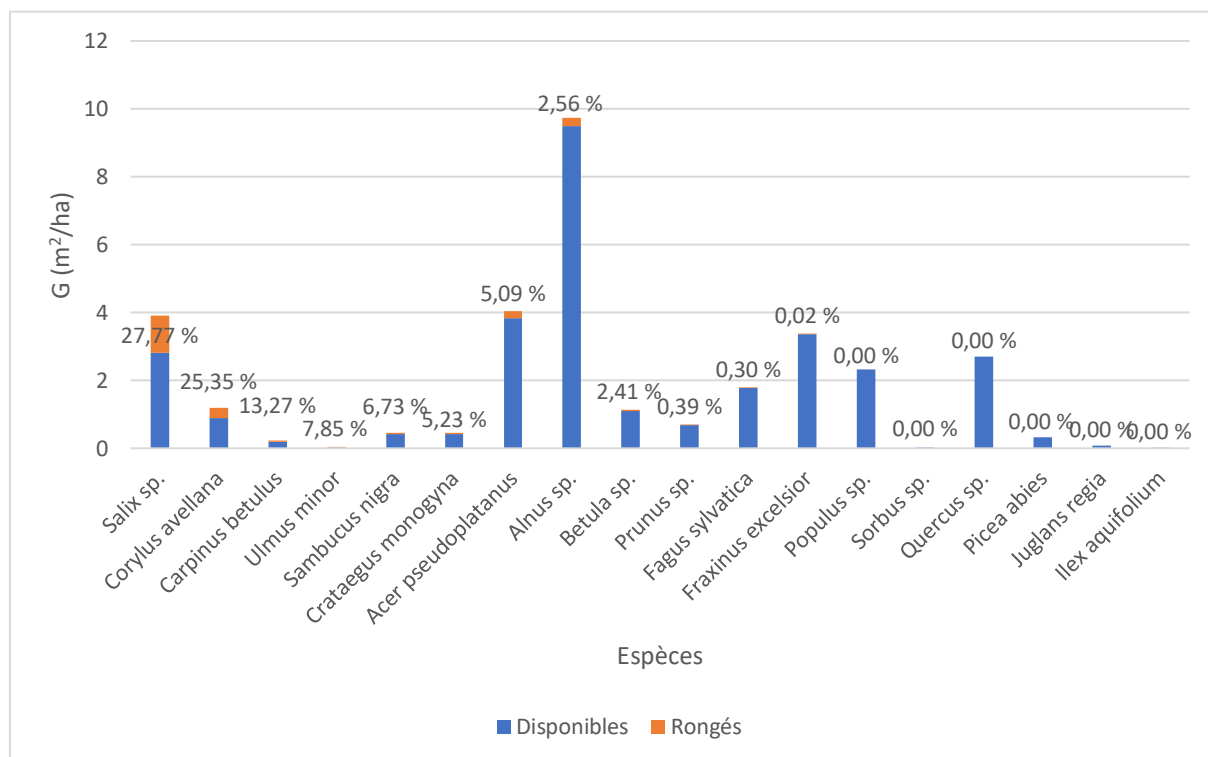


Figure 19 Répartition de la surface terrière disponible (en bleu) et rongée (en orange) parmi les différentes essences rencontrées sur l'ensemble des sites. Le taux de consommation est renseigné en étiquette. Les essences sont triées par ordre décroissant de taux de consommation.

5.2.2 DIMENSIONS SÉLECTIONNÉES

La figure 20 présente la répartition des arbres mesurés selon leurs dimensions. Pour simplifier les observations, les arbres mesurés sont répartis *a posteriori* en dix classes de dimensions diamétrales (Baker and Cade, 1995). Les taux de consommation affichés en étiquettes sur cette même figure permettent de constater la tendance des castors à prélever préférentiellement dans les plus petites dimensions. Cette constatation est observable sur les trois sites. Sur ceux du Bois de Lauzelle et de Court-Saint-Étienne, les castors ne consomment pas d'arbre au-delà de 25 et 30 centimètres de diamètre, respectivement. Les prélèvements sont plus dispersés sur le site d'Agnissart. Les disponibilités dans les deux plus petites catégories de dimensions sont en effet, moindres pour ce site. Le site de Court-Saint-Étienne présente également de faibles disponibilités dans la plus petite catégorie de dimension mais les taux de consommation y sont en moyenne nettement moins importants que sur les deux autres sites.

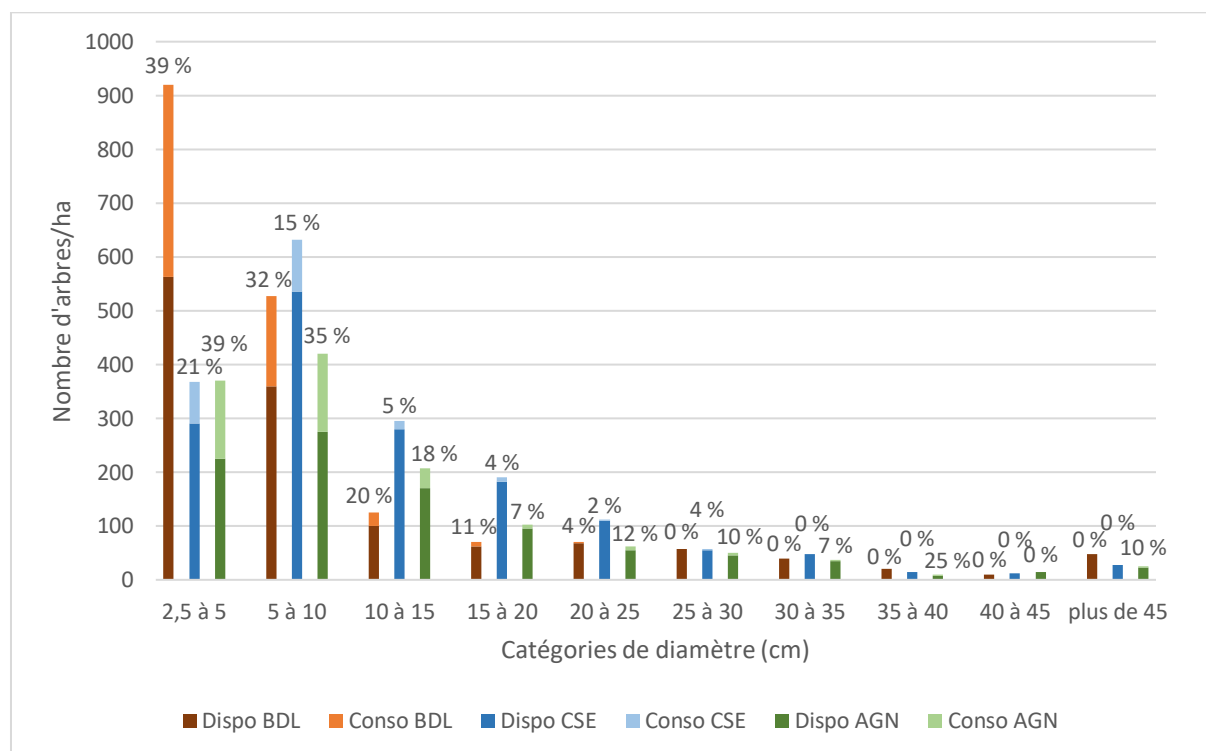


Figure 20 Répartition des nombres d'arbres disponibles et rongés à l'hectare parmi les dix catégories de diamètre. Les valeurs pour le site du Bois de Lauzelle sont représentées dans les tons oranges, celles pour le site de Court-Saint-Étienne dans les tons bleus et celles pour le site d'Agnissart dans les tons verts. Les tons plus clairs présentent le nombre d'arbres rongés. Le taux de consommation est repris en étiquette.

La figure 21 présente la répartition de la surface terrière parmi les dix mêmes catégories de dimensions. Les préférences du castor pour les dimensions les plus faibles sont également observables sur cette figure. Les disponibilités en termes de surface terrière sont importantes dans les catégories intermédiaires à Court-Saint-Étienne mais le taux de consommation y reste très faible.

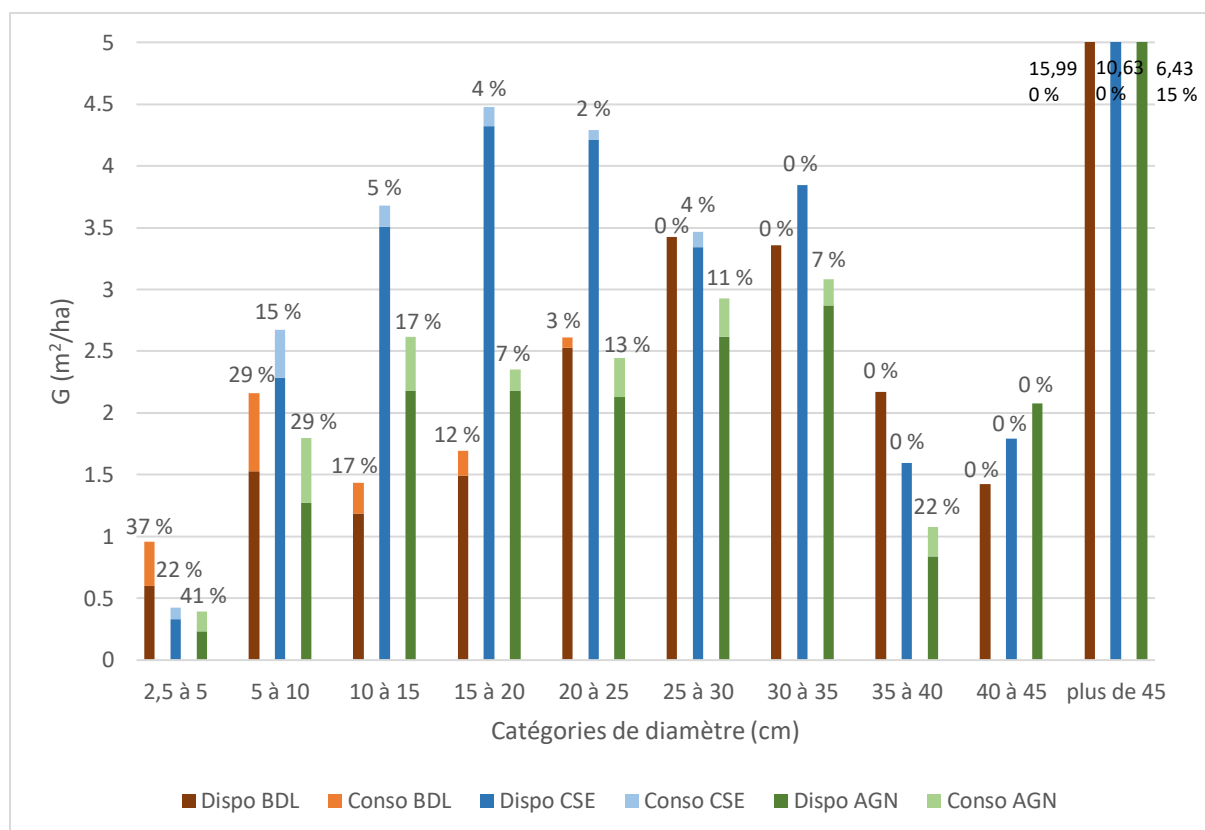


Figure 21 Répartition de la surface terrière des arbres disponibles et rongés à l'hectare parmi les dix catégories de diamètre. Les valeurs pour le site du Bois de Lauzelle sont représentées dans les tons oranges, celles pour le site de Court-Saint-Étienne dans les tons bleus et celles pour le site d'Agnissart dans les tons verts. Les tons plus clairs présentent la surface terrière rongée. Le taux de consommation est repris en étiquette. Pour préserver la lisibilité du graphique, la dernière catégorie de diamètre n'est pas représentée dans son intégralité. Les valeurs pour cette catégorie sont reprises en étiquette.

La figure 22 présente l'évolution des taux de consommation de la surface terrière (rapport entre la surface terrière rongée et totale) à travers les dix catégories de dimensions. Les valeurs sont reprises pour les trois sites. La tendance des castors à ronger sélectivement les dimensions les plus faibles y est clairement observable. L'évolution des taux de consommation semble se rapprocher de la courbe d'une fonction exponentielle décroissante. Ce taux reste cependant plus faible sur le site de Court-Saint-Étienne. Pour le site d'Agnissart, l'évolution du taux est plus irrégulière dans les catégories les plus importantes.

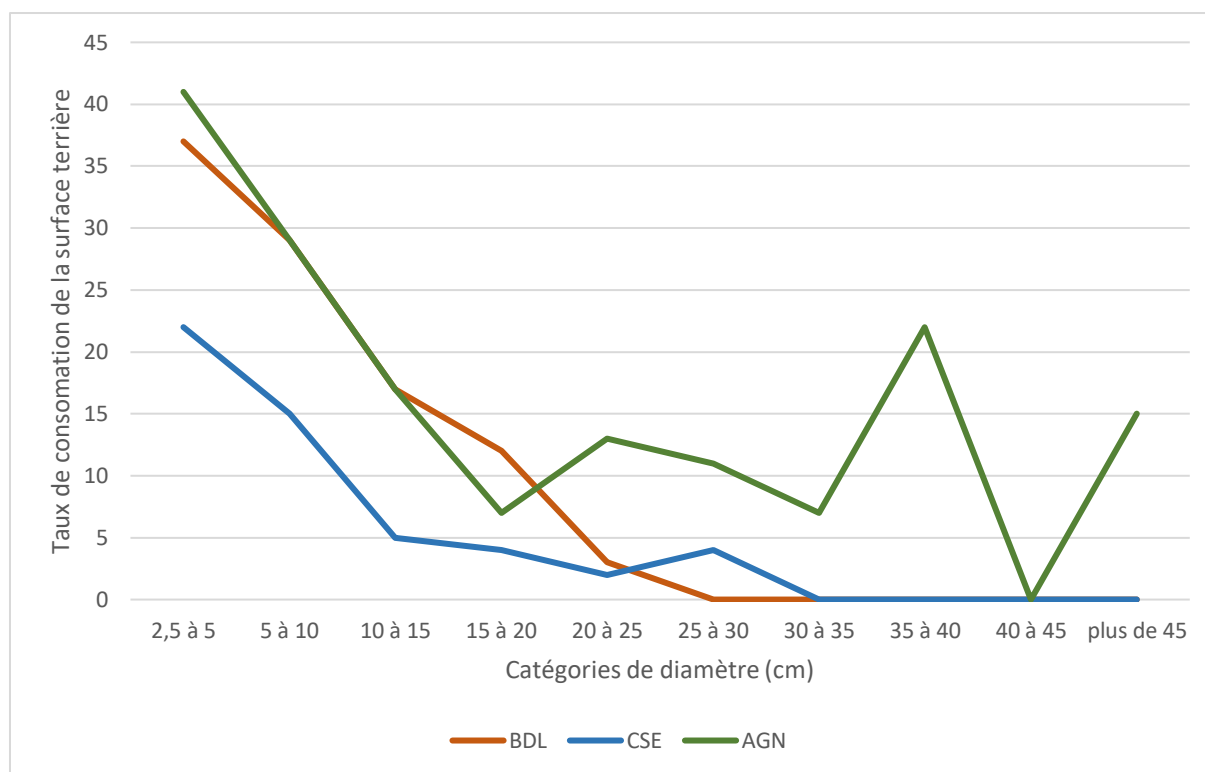


Figure 22 Évolution des taux de consommation de la surface terrière pour les trois sites. Les taux de consommation en termes de nombre d'arbres ne sont pas représentés car ils sont très similaires à ceux établis avec la surface terrière.

5.3 COMPARAISONS ENTRE LES SITES ET TEMPORALITÉ DES IMPACTS

Le tableau 15 présenté à l'annexe 11 reprend la répartition de la temporalité de l'ensemble des arbres rongés en termes de section. La section rongée est plus importante sur le site du Bois de Lauzelle que sur les deux autres sites. La répartition de la temporalité des impacts semble perturbée sur le site d'Agnissart et ne correspond pas au profil attendu sur un « vieux » site. Enfin, il faut noter que la section moyenne rongée sur le site d'Agnissart est deux fois supérieure à celle retrouvée sur le site du Bois de Lauzelle.

Le tableau 3 présente la synthèse des résultats dendrométriques obtenus via échantillonnage sur les trois sites sélectionnés pour l'étude. Les 30 cellules installées réparties sur les trois sites présentent une surface totale d'échantillonnage de 1,2 hectare (cfr point 4.5.1.2). Les résultats par cellules de mesure sont présentés à l'annexe 12 sous forme de tableaux et de cartes.

Tableau 3 Aperçu synthétique des résultats de la campagne d'échantillonnage menée sur les trois sites sélectionnés pour l'étude.

Site		BDL	CSE	AGN	Trois sites réunis
Surf. d'échant. (ha)		0,4	0,4	0,4	1,2
Nombre d'arbres à l'hectare	Total	1888	1758	1300	1648
	Rongés	560	203	355	373
	Taux (%)	29,67	11,52	27,31	22,6
G basale (m ² /ha)	Totale	35,22	36,87	25,2	32,43
	Rongée	1,52	1,02	3,35	1,96
	Taux (%)	4,31	2,77	13,29	6,06

Les nombres d'arbres mesurés sur les sites du Bois de Lauzelle (BDL) et de Court-Saint-Étienne (CSE) sont sensiblement similaires. Ce nombre est cependant plus faible pour le site d'Agnissart (AGN). Des constatations identiques s'appliquent également à la surface terrière. Le rapport entre le nombre d'arbres rongés et le nombre d'arbres total est très faible pour le site de CSE. Cette tendance est toujours notable bien que moins conséquente en observant la surface terrière. Ces constatations s'accordent avec les observations de terrain. Les taux de prélèvement en termes de nombre d'arbres sont proches pour les sites de BDL et de AGN. Ces taux atteignent des valeurs importantes (presque 30%) pour les deux sites. Malgré cette similitude, une différence importante est constatée par rapport à la surface terrière rongée. Celle-ci est en effet élevée pour le site d'AGN. Le taux qui en résulte est par conséquent très important au vu de la valeur déjà faible de la surface terrière initiale sur le site.

En s'intéressant plus précisément à la temporalité des arbres rongés, il est possible d'obtenir des informations sur la dynamique et le temps d'occupation d'un site. La temporalité des coupes est estimée par répartition en trois catégories déterminées à l'aide de critères préalablement établis (Abbott and al., 2013). Ainsi, la catégorie 1 reprend les arbres les plus fraîchement rongés et la catégorie 3 les plus vieilles coupes (cfr point 4.3.1). Les figures 23a, 23b et 23c ci-dessous reprennent la répartition des arbres rongés dans ces différentes catégories de datation des coupes.

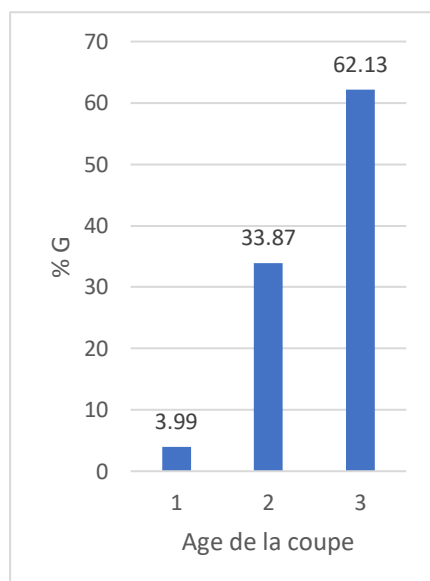


Figure 23a Répartition de la surface terrière basale parmi les arbres rongés sur le site BDL. « 1 » correspond à une coupe récente, « 2 » à une vieille coupe et « 3 » à une très vieille coupe.

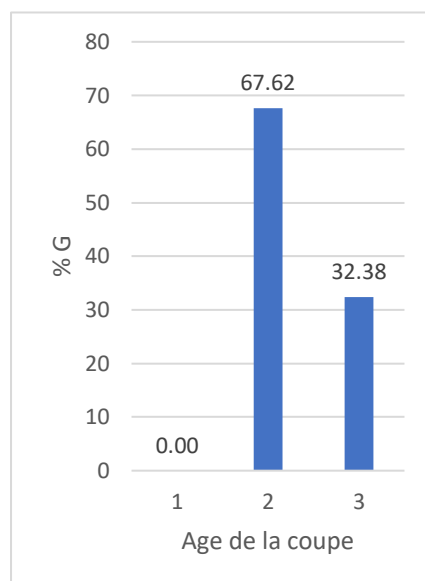


Figure 23b Répartition de la surface terrière basale parmi les arbres rongés sur le site CSE. « 1 » correspond à une coupe récente, « 2 » à une vieille coupe et « 3 » à une très vieille coupe.

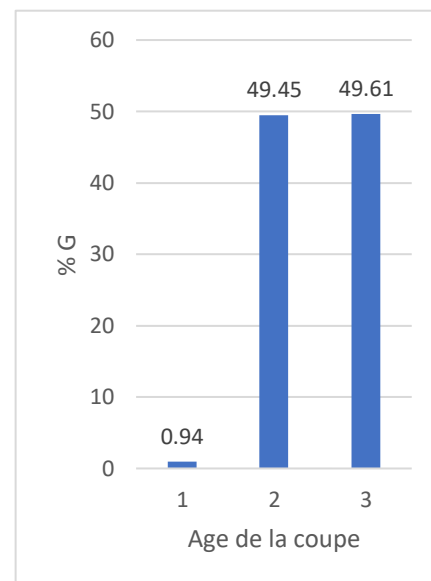


Figure 23c Répartition de la surface terrière basale parmi les arbres rongés sur le site AGN. « 1 » correspond à une coupe récente, « 2 » à une vieille coupe et « 3 » à une très vieille coupe.

5.4 OUVERTURE DU COUVERT FORESTIER

Les résultats de cette section sont présentés pour chacune des 30 cellules à l'annexe 12. Comme attendu, la valeur de l'ouverture du couvert est importante pour le site d'Agnissart. Ce résultat est caractéristique de la portion du site en prairie boisée. La variabilité des mesures entre les cellules est assez faible pour le site du Bois de Lauzelle. Ce résultat met en lumière la stabilité retrouvée entre les différentes portions du site et caractérise à nouveau le caractère optimal de celui-ci. L'annexe 12 présente également les dispositions cartographiques des ouvertures de couvert en relation avec les résultats obtenus précédemment en termes de surface terrière.

La figure 24 présente le taux d'ouverture en fonction de la surface terrière pour chaque cellule de mesure. Les tendances linéaires sont reprises sur le graphique. Malgré la faible importance des pentes, ce graphique permet de visualiser le taux généralement faible de l'ouverture pour le site du Bois de Lauzelle tandis que celui-ci est globalement important pour le site d'Agnissart. De manière générale, la surface terrière ne dépasse pas la valeur de 40 pour le site d'Agnissart alors que des valeurs nettement plus conséquentes sont observées sur les deux autres sites.

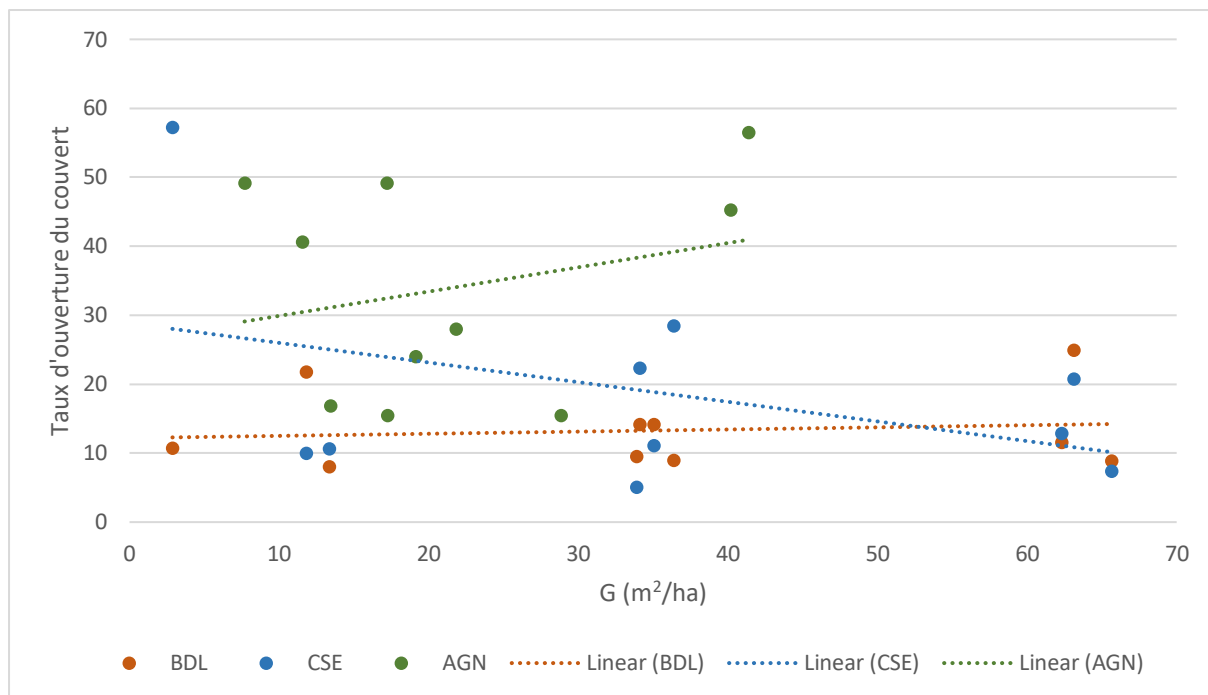


Figure 24 Taux d'ouverture du couvert en fonction de la surface terrière. Chaque point correspond aux valeurs déterminées sur une cellule de mesure. Les tendances linéaires sont reprises en pointillés pour faciliter la lecture du graphique mais celles-ci ne sont pas significatives.

5.5 RÉCOLTE DE POILS

La figure 25 présente un échantillon composé de poils de garde récupéré sur un piège.



Figure 25 Photographie d'un échantillon sur un barbelé de piège. Les poils de garde sont identifiables en haut à gauche du barbelé tandis que la touffe en bas à droite est composée de poils de bourre.

La récolte de poils est interrompue le 01/05 faute d'information sur les possibilités d'analyses génétiques. La récolte a duré 44 jours et nécessité 12 passages pour récupérer les échantillons. Sur cette période, un total de 184 échantillons de poils de castor sont récupérés. 139 de ces échantillons contiennent des poils de garde (75,54 %). Les résultats de la récolte de poils sont présentés dans le tableau 4 ci-dessous.

Tableau 4 Résultats de la récolte de poils pour les trois sites

Site	BDL	CSE	AGN	Tot./Moy.
Nb. Jours d'échant.	44	43	43	/
Nb. Récoltes	12	12	12	12
Nb. Pièges installés	24	13	14	51
Taux de positif	79,17	84,62	92,86	84,31
Nb. Échant	92	44	48	184
Nb. Échant/jour	2,09	1,02	1,12	4,23
Nb. Échant/jour/piège	0,087	0,079	0,080	0,083

Les résultats cartographiques de la récolte de poils sont présentés pour les trois sites à l'annexe 13. La disposition des poils récoltés sur le site du Bois de Lauzelle présente bien la scission observée sur le site entre l'Ouest et l'Est (figure 53, annexe 13). Le piège 7 n'a jamais permis de récupérer d'échantillons malgré plusieurs déplacements. De plus, la portion de rivière située entre les deux sous-sites n'a jamais présenté de trace de passage ou d'activité suffisamment récente pour permettre la mise en place d'un piège. La récolte de poils confirme également à travers les pièges 2, 1 et 1 (bis) l'abandon (probablement provisoire) de la portion ouest du site. Les pièges 13, 14, 15 et 27 n'ont pas fourni d'échantillons malgré les traces d'activité de coupe à proximité. Les castors ne semblent (actuellement) fréquenter que la partie nord du Blanc-Ry à l'Est du site. En effet, les jonctions avec les plans d'eau semblent privilégiées.

Le site de Court-Saint-Étienne n'est pas marqué par une scission importante (figure 54, annexe 13). Les pièges les plus efficaces (4, 16 et 17) sont toutefois concentrés au Nord et au Sud. La grande majorité du plan d'eau situé dans la partie Sud du site semble laissé pour compte pour le moment (pas d'échantillon sur les pièges 1, 2 et 2 (bis)).

Sur le site d'Agnissart, l'absence d'échantillons sur les pièges 1, 2, 5, 6, 7 et 17 témoigne du potentiel abandon de la portion Est du site (partie la plus en aval, figure 55, annexe 13). Cette partie jouxte en effet un sentier fréquenté et était autrefois submergée avant les destructions répétées du barrage situé à l'aval du site. Malgré le fait que les pièges semblent efficaces le long du site, de longues portions de celui-ci ne permettent pas la mise en place de pièges faute de traces de passages. Ceci laissent présager l'existence d'éventuelles subdivisions à l'intérieur du site. Celui-ci est en effet assez long en comparaison aux autres. Bien que le piège n°3 soit le plus efficace sur ce site, de manière générale, la proximité d'un terrier ne semble pas systématiquement définir l'efficacité d'un piège. En revanche, la

présence d'un terrier actif sur un plan d'eau semble avoir une incidence sur l'efficacité des pièges situés sur les berges.

L'annexe 14 présente les mises en relation cartographiques entre la carte de fréquentation (heatmap) liée aux arbres rongés (annexe 3) et le nombre d'échantillons récupérés sur chaque piège pour les 3 sites (figure 56a, 57a et 58a). Cette annexe présente également les cartes de fréquentation pondérées selon le nombre d'échantillons récoltés (figure 56b, 57b et 58b). Ces cartes reprennent également le taux de consommation de la surface terrière pour chaque cellule de mesure. Elles permettent de localiser et de comparer les zones d'activités. De manière générale, la capture de poils est importante à proximité des zones de coupe. Cependant, plusieurs zones de coupe intenses n'ont pas permis la capture de poils à proximité directe. La comparaison des deux cartes de fréquentation présente une légère délocalisation de certaines zones d'activité sur les trois sites. Les zones de récolte de poils semblent donc être décentrées par rapport aux zones de coupe. La disparition de certains « points chauds » sur la carte de fréquentation liée à la récolte de poils par rapport à celle liée aux arbres rongés est également marquée sur les sites de Court-Saint-Étienne et d'Agnissart. Cependant, les « points chauds » les plus intenses restent présents sur les deux cartes de fréquentation.

La chronologie des récoltes est exprimée pour chaque site à l'annexe 15. L'objectif principal des tableaux 18, 19 et 20 présentés dans cette annexe est d'obtenir des informations plus précises sur la présence ou l'absence de sous-sites. En effet, si des récoltes en alternance sont observées entre deux sous-sites, l'existence de ceux-ci peut être remise en cause car cela peut signifier que les mêmes castors passent de l'un à l'autre. De telles récoltes ne sont pas observées. Les trois tableaux mettent également en évidence l'efficacité de certains déplacements tandis que d'autres n'ont jamais permis de fournir des échantillons. Le tableau 19 permet de constater que la récolte de poils a été particulièrement faible lors des quatre premiers passages sur le site de Court-Saint-Étienne.

6. DISCUSSION

6.1 CHOIX DES SITES

Le choix des sites est un élément primordial de ce travail. Il est cependant difficile de travailler dans la région très artificialisée à laquelle les castors ont dû s'adapter. Les sites sont ainsi généralement de petite taille et très hétérogènes. Cet aspect complique la standardisation des méthodes et les comparaisons avec la littérature. Celle-ci fait en effet bien souvent état de zones forestières sauvages et peu perturbées. L'âge relativement faible des sites en Brabant Wallon est également un facteur de discordance. Il est fort probable que certains sites soient encore en phase de transition vers un système rotatif stable. Cette évolution dépendra bien sûr du territoire disponible. Toutefois, la forte artificialisation du territoire wallon présente l'avantage de permettre un accès rapide et facile vers les sites.

6.2 CARTOGRAPHIE ET ÉLÉMENTS GÉNÉRIQUES

Les résultats obtenus pour cette section mettent en évidence la tendance du castor à travailler par zones ou par plages de quelques ares lors de ses activités de découpe. Il est également constaté en parallèle sur le terrain que le castor présente une tendance particulière à revenir régulièrement prélever un brin d'une cépée qu'il a déjà travaillée ou de revenir poursuivre la découpe d'un gros arbre qu'il avait entamé. L'utilisation d'un appareil GPS de faible précision est compensée par la rapidité de prise de mesure et l'efficacité de transfert vers un système GIS. De plus, cette étape préalable de reconnaissance et de visualisation globale ne demande pas une très grande précision. La réalisation de cette étape hors de la période de végétation a permis d'assurer une efficacité de déplacement à travers les sites ainsi qu'un meilleur repérage visuel des éléments.

De manière globale, les situations rencontrées sont très variables et peuvent s'avérer très complexes. Par exemple, il arrive assez régulièrement que le tronc d'un saule (*Salix sp.*) partiellement ou totalement coupé par le castor prenne racine et développe de nombreux suppléants. Ces derniers peuvent alors être coupés par l'animal, reproduire le même schéma et ainsi former une structure étendue et complexe prenant racine en de nombreux points. Enfin, il faut noter que le système de datation des arbres rongés est efficace. Cependant, la catégorisation d'un système continu est susceptible d'amener certaines erreurs. Ainsi, il est possible que certaines souches issues de coupes de castor présentent des caractéristiques intermédiaires ou variant rapidement. De plus, il convient de prendre en considération les deux trajectoires possibles en fonction de la mort ou de la survie de la souche.

6.2.1 BOIS DE LAUZELLE

La présente étude prend place dans une région fortement urbanisée. Dans ce cadre, le site du Bois de Lauzelle semble représenter un site optimal. En effet, ce site est forestier sur les deux berges et sur toute la longueur du site. Ce site présente également une diversité d'espèces ligneuses dont celles particulièrement appréciées par le rongeur. De plus, ces essences sont présentes en nombre à des stades juvéniles ou en cépées. Ce site est également celui qui, parmi les trois, présente la plus grande surface de plans d'eau (annexe 9). Ceci augmente particulièrement le rayon d'action des rongeurs et leurs possibilités d'accès aux ressources.

La figure 28 (annexe 3) permet de mettre en évidence l'existence probable de deux sous-sites au sein du Bois de Lauzelle. Les traces d'activité sont en effet fort marquées aux alentours des plans d'eau à l'Ouest et à l'Est du site. Au vu de la temporalité des impacts, la partie ouest semble occupée depuis plus longtemps. L'activité de coupe y est en effet plus tempérée et plus diffuse. De plus, la portion de cours d'eau située le plus à l'ouest du site ne présente pas de trace d'impact récent (figure 26, annexe 3). Les castors semblent avoir momentanément abandonné cette partie du site. Ce scénario arrive parfois lorsque les castors ont épuisé les ressources intéressantes disponibles pour eux. Il est toutefois possible que dans quelques années, les castors reprennent l'activité dans la zone. Un système d'exploitation rotatif permet en effet le renouvellement des ressources alimentaires.

Les graphiques présentés à l'annexe 6 et mettant en relation la section consommée en fonction de la distance à la berge viennent confirmer ce statut de « site idéal ». La figure 37 (annexe 6) présente en effet une courbe à l'allure régulière atteignant rapidement le plateau de stabilisation. Les castors trouvent donc une très grande majorité des ressources ligneuses nécessaires à leur consommation dans les dix premiers mètres de ripisylve.

6.2.2 COURT-SAINT-ÉTIENNE

Comme sur le site du Bois de Lauzelle, une partie du territoire semble délaissée. La majorité des impacts dont ceux les plus récents sont en effet concentrés dans la partie Nord du site le long de la Thyle (figure 32, annexe 3). Les trois terriers représentés sur la carte ne semblent pas ou très peu entretenus. Il est fort probable qu'il y en ait d'autres le long des berges de la rivière. Cette hypothèse est confortée par les nombreux terriers effondrés rencontrés le long de la Thyle. Les berges sont en effet relativement hautes, meubles et faciles à creuser pour l'animal.

Le site de Court-Saint-Étienne est marqué par une zone pseudo-marécageuse dans laquelle les castors semblent être plus disposés à se déplacer que sur la terre ferme. Ceci peut donc être un facteur expliquant l'augmentation de la distance d'impact (figure 38, annexe 6) en comparaison avec le site du Bois de Lauzelle. De plus, une portion conséquente du site est

peuplée d'Aulnes (*Alnus* sp.). Ces arbres sont connus pour être moins appréciés par les castors en raison de leur faible teneur en apports énergétiques ainsi que de la difficulté qu'ils ont à les digérer. Au contraire, les castors semblent enclins à franchir des distances terrestres plus importantes afin de se nourrir sur des Saules (*Salix* sp.). En effet, ces arbres sont plus riches d'un point de vue énergétique et facilement digérables par le rongeur (Haarberg et Rosell, 2006). Ces raisons peuvent expliquer l'allure du graphique présenté à la figure 38 (annexe 6). En effet, un exemple de la sélectivité de ces animaux est le passage de 32 à 34 mètres marqué par une brusque augmentation de 3% en terme de section. Cette augmentation est due à l'exploitation par le rongeur d'un unique Saule de section très importante à une distance éloignée de la rive.

6.2.3 AGNISSART

Au vu de la longueur du site et des séparations observées entre les zones de découpe, il est probable que le site soit composé de deux sous-sites et peut-être plus. Les deux sous-zones les plus marquées sont la nouvelle zone de découpe à l'Est et la zone perturbée à l'Ouest avec les deux plans d'eau les plus conséquents. Il n'est pas exclu qu'un ou plusieurs terriers soient présents au niveau de la nouvelle zone de découpe mais ceux-ci n'ont pas pu être identifiés. Il est intéressant de noter que trois de ces quatre zones de découpe sont quasi-totalement composées d'arbres rongés catégorisés « très vieux ». Ce résultat laisse supposer que le site pourrait être moins densément peuplé qu'il y a quelques années.

Le site d'Agnissart est caractérisé par deux très jeunes saulaies particulièrement appréciées par les castors. Celles-ci sont très concentrées et situées à une distance moyenne de 15 mètres par rapport à la berge de la Cala. La présence de ces deux zones provoque un éloignement du plateau ainsi qu'un aspect quasi linéaire sur les premiers mètres (figure 39, annexe 6). De plus, plusieurs portions de berges sur ce site sont de type « prairie » ou « prairie arborée ». Ceci provoque une densité moins importante d'arbres disponibles à proximité de la berge ainsi qu'un éloignement plus prononcé de ceux-ci entre eux et par rapport à la berge.

6.3 PRÉFÉRENCES DE CONSOMMATION

6.3.1 ESSENCES APPÉTÉES

Les figures 18 et 19 (point 5.2.1) permettent de confirmer la sélectivité des castors en termes d'essences. Certaines essences sont clairement préférées. Toutefois, plusieurs espèces ne sont pas suffisamment disponibles pour permettre une conclusion. Les taux de consommation établis pour la surface terrière assurent un ordre de préférences similaire. Cependant, certaines essences telles que le hêtre (*Fagus sylvatica*) sont moins consommées en termes de surface terrière. Ce résultat laisse supposer que les castors sélectionnent

préférentiellement les hêtres de petites dimensions. La figure 19 montre également un taux de consommation de la surface terrière nettement plus élevé pour les deux essences les plus appréciées (*Salix sp.* et *Corylus avellana*). Celles-ci sont donc plus fortement impactées par la présence du rongeur que les autres essences.

6.3.2 DIMENSIONS SÉLECTIONNÉES

Les résultats de l'échantillonnage viennent confirmer les hypothèses émises à partir de la littérature selon lesquelles les castors sélectionnent préférentiellement les arbres de plus petites dimensions lorsque ceux-ci sont disponibles (diamètre de moins de 15 centimètres, trois premières classes). Cette tendance est observable sur les trois sites mais est plus marquée sur celui du Bois de Lauzelle (figure 20, point 5.2.2). Ce dernier possède en effet les berges les plus diversifiées en termes dendrométriques et les plus riches en termes d'essences. De plus, ce site est le seul des trois à être totalement forestier sur l'ensemble de sa surface. Le site d'Agnissart présente un taux de consommation élevé dans les plus petites dimensions mais ce site présente une faible disponibilité dans celles-ci. Ce site permet de constater les capacités d'adaptation du castor qui réoriente sa consommation vers des arbres de dimensions plus conséquentes lorsque les petites dimensions manquent. Le site de Court-Saint-Étienne présente également de faibles disponibilités dans les petites dimensions. Cependant, le plus faible taux de consommation moyen sur ce site permet de supposer qu'il y a moins de castors.

La figure 21 (point 5.2.2) rend également compte d'un taux de consommation de la surface terrière faible malgré les disponibilités importantes sur le site de Court-Saint-Étienne (surtout dans les dimensions intermédiaires). Cependant, sur ce graphique, les taux sont susceptibles d'être perturbés à cause de très gros arbres dans les plus grandes dimensions. C'est pourquoi, il serait potentiellement intéressant d'écarter une certaine catégorie d'arbres de dimensions trop importantes. Ceux-ci viennent en effet fortement impacter la surface terrière alors qu'ils sont en général moins appréciés par les castors.

La figure 22 (point 5.2.2) offre un aperçu intéressant des caractéristiques de chaque site. Ainsi, le Bois de Lauzelle présente une courbe décroissante à l'allure attendue en comparaison avec la littérature. La courbe pour le site d'Agnissart est plus irrégulière et fait état d'un site perturbé et hétérogène. Tandis que la courbe pour le site de Court-Saint-Étienne présente une allure décroissante similaire à celle du Bois de Lauzelle mais semble indiquer une moins grande population de castors sur le site au vu des faibles taux de consommation. Le pic observé dans la catégorie 35-40 sur la même figure pour le site d'Agnissart pourrait être lié à une plus grande disponibilité d'arbres appréciés telles que des saules dans cette catégorie (cfr figure 49, annexe 10).

6.4 COMPARAISON ENTRE LES SITES ET TEMPORALITÉ DES IMPACTS

Le nombre d'arbres mesurés sur le site du Bois de Lauzelle est sensiblement similaire à celui du site de Court-Saint-Étienne (tableau 3, point 5.3). Ce nombre est cependant plus faible pour le site d'Agnissart car ce site présente en effet une portion conséquente de prairie boisée dont la densité ligneuse est nettement moindre. Des constatations identiques s'appliquent pour la surface terrière.

Les comparaisons avec la littérature s'avèrent délicates à traiter au vu du nombre de méthodes, de faciès et d'espèces ligneuses rencontrés. Il semble cependant qu'un taux de 30% en terme de nombre d'arbres rongés soit une valeur pertinente pour un site relativement vieux (Raffel et al., 2009). Les taux de prélèvement pour les sites du Bois de Lauzelle et d'Agnissart sont proches de cette valeur. Ces résultats laissent sous-entendre que les deux sites datent de plusieurs années et que l'exploitation y est importante. Les castors devront probablement prochainement induire une rotation afin d'éviter une surexploitation et permettre le renouvellement des ressources ligneuses. Le rapport entre le nombre d'arbres rongés et le nombre d'arbres total est très faible pour le site de Court-Saint-Étienne. Cette tendance est toujours notable bien que moins conséquente en observant la surface terrière. Ces constatations s'accordent avec les observations de terrain. Ce site présente en effet peu de traces d'activités récentes de castors (arbres rongés, coulées, barrages entretenus, etc). De plus, l'absence de traces d'activité semble indiquer qu'une partie du site est abandonnée. Cela laisse donc supposer indirectement que le nombre de castors sur le site est faible, particulièrement en comparaison avec les deux autres.

La surface terrière en tant que telle ne semble pas être un indicateur pertinent de l'activité des castors. En revanche, le taux de consommation de la surface terrière correspond de manière adéquate aux zones d'activité. Certaines, telles que la cellule 7 du site de Court-Saint-Étienne (figure 51, annexe 12), présentent un taux de consommation très élevé car la surface terrière y est faible et les castors très actifs. Cependant, dans la plupart des cas, lorsque la surface terrière est plus conséquente, l'impact des castors est faible à négligeable par rapport à la surface terrière globale.

Malgré des taux de consommation similaires en termes de nombre d'arbres, une différence importante est constatée par rapport à la surface terrière rongée entre les sites du Bois de Lauzelle et celui d'Agnissart. Celle-ci est en effet élevée pour le site d'Agnissart. Le taux qui en résulte est par conséquent très important au vu de la valeur déjà faible de la surface terrière initiale sur le site. Une partie de l'explication met certainement en cause la disponibilité des arbres de petites dimensions sur le site. Il est probable que celui-ci présente actuellement une phase de transition où les castors ont entamé les arbres de dimensions importantes. Cet effet est alors fort marqué sur la surface terrière rongée tandis que ces arbres ne sont pas encore totalement exploités.

En matière de temporalité des impacts, le site du Bois de Lauzelle présente à nouveau un faciès « idéal », caractéristique d'un milieu riche, diversifié et occupé de manière stable depuis un certain temps (figure 23a, point 5.3). L'activité des castors est encore bien présente et semble constante dans le temps. Il serait très intéressant d'étudier l'évolution temporelle de la consommation en termes de surface terrière pour le site d'Agnissart. Cette consommation est élevée par rapport aux deux autres sites. Cependant, la figure 23c (point 5.3) suggère qu'une part importante de cette consommation est vieille à très vieille. Ce résultat pourrait donc venir confirmer l'hypothèse selon laquelle une partie des individus a abandonné le site. Ce dernier serait donc moins peuplé que précédemment. Sur le site de Court-Saint-Étienne, aucune activité très récente (catégorie 1) n'est détectée à travers les cellules (figure 23b, point 5.3). Ce qui laisse supposer que celle-ci est très faible. En revanche, l'activité de coupe est importante dans la 2^{ème} catégorie pour ce site. Le nombre de castors semble donc avoir diminué sur le site. De plus, au vu des faibles proportions de vieilles coupes, le site ne semble pas être occupé depuis très longtemps.

Des différences importantes sont constatées entre les taux repris sur ces figures 23a, 23b et 23c et ceux détaillés dans le tableau 15 à l'annexe 11. Les figures présentent les résultats de l'échantillonnage tandis que le tableau reprend les résultats de l'inventaire complet des arbres rongés. Plusieurs facteurs peuvent expliquer les différences observées. Tout d'abord, les deux campagnes de mesure n'observaient pas le même objectif et n'ont par conséquent, pas été réalisées avec exactement le même seuil de mesure. Or, les arbres de plus petites dimensions sont ceux les plus rongés. Il est également possible que l'échantillonnage ne soit pas suffisamment représentatif à cause d'un taux de sondage trop faible ou de cellules de dimensions trop restreintes. De plus, l'inventaire complet est réalisé au début du printemps alors que l'échantillonnage est mis en place à la fin du printemps. Ce décalage temporel est susceptible d'engendrer des changements de catégorie avec le vieillissement des arbres rongés. Il est aussi possible que les castors modifient leurs habitudes de consommation entre ces deux périodes.

L'estimation de la biomasse prélevée par les castors aurait pu également être un indicateur très pertinent (Baker and Cade, 1995). Les castors débitent en effet progressivement les arbres abattus. L'utilisation d'un tel indicateur pourrait alors augmenter la précision de l'étude. Toutefois, il convient de prendre en considération que ces indicateurs sont complexes et peuvent s'avérer très délicats à utiliser car de nombreux états intermédiaires existent. Cette problématique rejoint celles de l'importance des différenciations entre les arbres « rongés », « coupés » et « disponibles ». De mêmes états intermédiaires compliquent également la répartition des arbres en classes de temporalité et sont susceptibles de venir fausser certains résultats. Pour finir, la précision des mesures réalisées pourrait être affinée en augmentant le nombre de cellules par site (augmentation de l'effort d'échantillonnage). En effet, comme les castors travaillent par zones, il est possible de

rater certaines zones d'activité très importantes tout en considérant des zones sans activité. Ainsi si le taux de sondage est de 18% pour le site de Court-Saint-Étienne (figure 45, annexe 8), il n'est que de 9 % et 8 % pour les sites du Bois de Lauzelle et d'Agnissart respectivement (figure 44 et 46, annexe 8). Il aurait donc pu être intéressant de travailler sur ces zones les plus actives en concentrant les efforts d'échantillonnage sur ces surfaces.

6.5 OUVERTURE DU COUVERT FORESTIER

Les cartes présentées à l'annexe 12 permettent d'établir une comparaison entre l'ouverture du couvert et la surface terrière. La relation entre ces deux indicateurs est très complexe. Il est en effet possible qu'un très gros arbre vienne fortement impacter la surface terrière alors que son houppier en strate supérieure affecte moins l'ouverture du couvert qu'un arbre de faible dimension qui impactera peu la surface terrière.

Le site du Bois de Lauzelle (figure 50, annexe 12) est de manière général fermé au niveau du couvert. Le site est en effet forestier dans son ensemble et les castors ne semblent pas provoquer d'ouvertures conséquentes dans la canopée. Sur le site de Court-Saint-Étienne, l'augmentation importante de l'ouverture provoquée par la présence du plan d'eau de castors est bien visible sur la carte (figure 51, annexe 12). La canopée était probablement fermée dans cette zone avant l'arrivée des castors. Sur le site d'Agnissart (figure 52, annexe 12), il est possible de repérer les portions du site dont l'ouverture est conséquente mais cela n'est pas dû aux castors.

De manière général, il est fort probable que les castors affectent l'ouverture du couvert mais de nombreux autres facteurs peuvent également jouer un rôle dans ce cadre. Globalement, les castors ne semblent pas affecter suffisamment l'ouverture du couvert pour modifier les variations naturelles. De fait, les castors s'attaquent principalement aux arbres de petites dimensions qui sont généralement ceux qui jouent un rôle moindre dans l'ouverture. En revanche, des mesures ultérieures de l'ouverture du couvert permettraient d'établir des comparaisons temporelles et d'assurer un suivi de l'évolution du site.

La figure 24 (point 5.4) permet d'observer l'évolution de l'ouverture du couvert selon la surface terrière. Un test sur le coefficient de corrélation établi à partir des couples de valeurs confirme l'absence de corrélation significative. Le site du Bois de Lauzelle présente toutefois une ouverture du couvert faible et stable. Cet aspect met à nouveau en lumière ce site comme « site modèle ». Les valeurs d'ouverture du couvert sont plus élevées et plus dispersées sur le site d'Agnissart tandis que le site de Court-Saint-Étienne présente un faciès intermédiaire. Ce dernier est surtout impacté par une valeur très importante d'ouverture du couvert pour une surface terrière faible. Cette valeur est issue d'une cellule installée dans une zone de friche (cellule 7, figure 42, annexe 7).

6.6 RÉCOLTE DE POILS

Le système de piégeage et la récolte de poils dans son ensemble ont présenté des résultats très encourageants malgré la variabilité et la petite taille des sites. Le taux d'échantillons contenant des poils de garde est très similaire à ceux établi par Augustin Caudron (2019) et par Herr et Schley (2009). Par conséquent, il devrait s'avérer suffisant pour une analyse génétique probante des échantillons.

Le système de rotation dynamique est idéal pour se « faire la main » et optimiser la pose et la disposition des pièges. Il ne semble cependant pas essentiel sur un échantillonnage à long terme (un mois ou plus). En effet, si le piège est correctement disposé sur une zone de passage, il finit dans la majorité des cas par assurer une récolte suffisante. De fait, les castors assurent d'eux même un système de rotation en travaillant zone par zone à travers leur site. Ceci est confirmé par certains pièges qui se sont révélés systématiquement positifs durant une certaine période avant de ne plus jamais l'être. À l'inverse, d'autres pièges n'ont rien donné durant les premiers passages avant de fournir systématiquement des échantillons. En outre, lors du retrait des pièges les 21 et 22 juin, la quasi-totalité des pièges présentaient des échantillons. Ci-inclus les pièges qui n'en avaient pas donnés durant la récolte.

Plusieurs hypothèses pourraient expliquer que certains pièges ne fonctionnent qu'après un certain temps avant de fonctionner systématiquement. Il est en effet possible que les castors changent régulièrement de zones de coupe suite à des perturbations externes, la sécrétion de composés répulsifs par les arbres ou encore à cause de l'épuisement des ressources.

La récolte de poils permet de mettre en évidence l'importance de certaines jonctions pour les castors. Ainsi, les jonctions bassin-cours d'eau, bassin-bassin ou cours d'eau-cours d'eau (coulée de connexion) sont des passages utilisés très couramment et particulièrement efficaces pour la récolte de poils. Cependant, à cause de la dispersion rapide des castors à la sortie de l'eau, la récolte de poils n'offre d'information que sur le passage de l'animal. Ainsi, même si il est fort probable que l'animal se déplace vers une zone de coupe, la récolte de poils ne permet pas d'en définir la position précise.

Les résultats obtenus en termes d'efficacité des pièges (nombre d'échantillons/jour/piège) sont inférieurs à ceux rencontrés par Augustin Caudron (2019) sur le Ruisseau des Longs Prés à La-Roche-en-Ardenne. Il est possible que cette différence s'explique par le caractère plus récent et plus restreint des sites en Brabant-Wallon. De plus, il est fort probable, pour les mêmes raisons et au vu de la différence de faciès des sites travaillés ici, que le nombre de castors soit moindre sur les trois sites présentés dans ce travail. Un nombre de castors moindre diminuerait les probabilités de capturer des poils chaque jour d'échantillonnage sur chaque piège. L'efficacité des pièges rencontrée par Herr et Schley

(2009) dans leur étude est bien supérieure. Cependant, cette étude a nécessité l'utilisation d'appâts qui en plus de potentiellement perturber l'écologie des animaux induisent un taux de captures négatives (autres espèces) important sur les échantillons récoltés.

L'efficacité des pièges pourrait se révéler être un indicateur pertinent du nombre de castors présent sur un site. Pour ce faire, la répétition de la méthode sur un même site plusieurs années de suite permettrait de préciser les résultats obtenus et d'assurer un suivi plus complet. Il est également possible d'imaginer réaliser le protocole sur un site dont les castors vont être piégés afin d'avoir un standard de comparaison.

Les cartes présentées à l'annexe 14 permettent de croiser les informations et de confirmer l'importance de certaines zones d'activité. Les éventuels sous-sites sont également mis en évidence. Cependant, certaines zones de coupe importantes ne sont pas marquées par une récolte de poils conséquente. Ce résultat montre la tendance du castor à travailler dans une zone pendant un certain temps avant de changer de zone d'activité. Le léger décalage observé entre certaines zones par rapport à la récolte de poils et l'activité de coupe, s'explique peut-être par la tendance du castor à parcourir une petite distance terrestre entre la sortie de l'eau et la zone d'activité. Il est possible d'observer sur le site d'Agnissart (figure 58a, annexe 14), l'émergence d'une nouvelle zone de coupe autour des pièges 13, 14, 15 et 19. En effet, l'activité de coupe n'est pas encore importante dans cette zone mais les récoltes de poils laissent supposer une activité très intense (figure 58b, annexe 14). Cette hypothèse est corroborée par les observations sur le terrain.

De manière à pouvoir comparer plus aisément les mesures établies dans les cellules d'échantillonnage et la récolte de poils, il aurait pu être intéressant de concentrer la disposition des pièges à poils dans les cellules. L'efficacité du piégeage serait probablement moindre mais les informations se recouperaient de manière plus adéquates.

7. CONCLUSION

Malgré les circonstances qui n'ont pas permis la réalisation des analyses génétiques, ce travail présente un aperçu global des sites sur le bassin de la Dyle. De plus il permet d'assurer les prémisses de travaux ultérieurs qui rencontreront inévitablement un intérêt croissant avec l'augmentation et la dispersion des castors ainsi que la diversification des sites en Wallonie.

Le focus placé sur les trois sites sélectionnés a permis la mise en place de connaissances approfondies de ces sites et du comportement général du castor en Wallonie. Ce travail a donc posé les bases d'un éventuel suivi ultérieur de ces sites. Celui-ci permettrait alors d'axer sur une échelle temporelle les différents résultats ponctuels établis lors de ce travail.

La cartographie s'est révélée être un élément déterminant de ce mémoire. Elle permet d'une part une représentation très parlante des résultats qui deviennent alors aisément lisibles même pour un tiers n'ayant pas suivi la présente étude dans son ensemble. D'autre part, les cartes établies au début de ce travail se sont révélées capitales pour la mise au point de la suite. Elles étaient ainsi essentielles pour la récolte de poils et les mesures réalisées en cellules. Dans ce cadre, Mapit pro a pris un rôle primordial. Cette application a permis de répertorier facilement et rapidement les éléments sous formes de points, de polygones et de droites. De plus, le transfert vers un programme de cartographie tel que ArcGis ou Qgis est assuré de manière optimale.

La méthode des pièges à poils reprise de précédentes études présente une efficacité intéressante malgré la diversité et les faibles dimensions des sites. La réussite du piégeage semble donc assurée sur de nombreux sites de castors. Il faudrait toutefois tester cette méthode avec plus de moyens et à plus grande échelle.

La présente étude a nécessité de poser de nombreux choix en termes dendrométriques. Il est à espérer que ceux-ci s'avèreront pertinents pour la répétabilité du protocole lors d'éventuelles futures études sur le sujet. Globalement, il semble nécessaire de standardiser les méthodes à travers la littérature.

8. PERSPECTIVES

Le retour du castor en Wallonie et, globalement dans de nombreux pays d'Europe, est « récent ». De ce fait, de nombreuses méthodes de monitoring doivent encore être testées plus amplement et de nouvelles techniques apparaissent régulièrement. Les perspectives d'études sont donc encore très ouvertes.

Le point de saturation de la population et le comportement que les castors adopteront lorsqu'il sera atteint constitueront des enjeux majeurs pour l'avenir des populations en Wallonie lors de la prochaine décennie. La subdivision des sites en sous-sites pour répondre à la saturation de l'occupation des habitats optimaux présente une hypothèse comportementale pertinente. Ce fait aurait pu être éclairé par les analyses ADN qui n'ont malheureusement pas pu avoir lieu dans le cadre de ce mémoire. L'existence de sous-sites pourrait indiquer une sous-estimation de la population de castors en Wallonie. Celle-ci conduirait donc à revoir l'actuel système d'estimation.

Plusieurs autres méthodes prometteuses peuvent toutefois permettre d'estimer le nombres d'animaux sur un site et potentiellement d'en déduire l'existence d'un sous-site. L'observation directe et le comptage des animaux au crépuscule ou à l'aube a ainsi déjà fourni des résultats très pertinents. Cette technique est applicable dans de nombreux cas mais nécessite une bonne préparation ainsi qu'une connaissance accrue du terrain et des animaux. (Rosell et al., 2006). Le radio tracking pourrait également être particulièrement efficace dans ce cadre. Cette méthode demande des moyens très conséquents mais serait susceptible de fournir des résultats exceptionnels en termes de séparation des sites, de mouvement de population ou de dispersion des jeunes (McNew and Woolf, 2005). Cette dernière méthode est cependant invasive pour les animaux.

Les bases d'une méthode d'estimation fiable pourraient reposer sur l'identification de l'ensemble des logis de castor. Un maximum de terriers ou de terriers-huttes ont été répertoriés dans le cadre de ce travail, mais la méthode d'observation directe n'offre pas l'assurance de répertorier l'ensemble de ceux-ci. Les logis de castors peuvent en effet être particulièrement bien dissimulés. Dans ce cadre, le développement d'une méthode de recensement plus efficiente s'avérerait idéal. Dans la suite, une fois le logis identifié, le développement d'une méthode basée sur la détection infrarouge de la chaleur émise par les animaux dans leur terrier ou leur terrier-hutte en journée pourrait offrir des résultats extrêmement précis.

Globalement, il serait très intéressant de donner suite à la présente étude afin d'assurer un suivi temporel des sites et d'observer attentivement l'évolution de ceux-ci et de tous les éléments inhérents à ces derniers.

9. BIBLIOGRAPHIE

Abbott, M., al., 2013. Beaver-dredged canals and their spatial relationshp to beaver-cut stumps. School of Mathematics and Sciences, Marian University, Indianapolis.

Andreychev, A., 2017. Population density of the Eurasian beaver (*Castor fiber* L.) (Castoridae, Rodentia) in the Middle Volga of Russia. For. Stud. 67, 109–115.

Baker, B.W., Cade, B.S., 1995. Predicting Biomass of Beaver Food from Willow Stem Diameters. J. Range Manag. 48, 322–326.

Balaresque, P., 2007. Les microsatellites des génomes eucaryotes - De leur cycle de vie et de leur neutralité. Médecine/sciences 23, 729–734

Barvaux, C., Manet, B., Liégeois, S., 2015. Cohabiter avec le castor en Wallonie... | La biodiversité en Wallonie. Presented at the Cohabiter avec le castor en Wallonie, SPW, 76.

Basey, J.M., Jenkins, S.H., 1995. Influences of predation risk and energy maximization on food selection by beavers (*Castor canadensis*). Can. J. Zool. 73, 2197–2208.

Basey, J.M., Jenkins, S.H., Busher, P.E., 1988. Optimal central-place foraging by beavers: Tree-size selection in relation to defensive chemicals of quaking aspen. Oecologia 76, 278–282.

Baudry, O., Charmetant, C., Collet, C., Ponette, Q., 2013. Mesurer l'ouverture du couvert et estimer la disponibilité en lumière en forêt feuillue au moyen du densiomètre convexe. Forêt Wallonne 126, 17-28.

Baudry, O., Charmetant, C., Ponette, Q., 2010. Le climat lumineux en forêt et quelques outils d'estimation. Forêt Wallonne 107, 42-54.

Belovsky, G.E., 1984. Summer Diet Optimization by Beaver. Am. Midl. Nat. 111, 209–222.

Benten, A., 2013. Distant-neighbor recognition in Eurasian beavers (*Castor fiber*) (Mémoire), 33, Wien University, Wien.

Boursot, P., Bonhomme, F., 1986. Génétique et évolution du génome mitochondrial des Métazoaires. Génét. Sél. Evol 18, 73-98.

Bréda, N.J.J., 2003. Ground-based measurements of leaf area index: a review of methods, instruments and current controversies. *J. Exp. Bot.* 54, 2403–2417.

Busher, P.E., 1987. Population Parameters and Family Composition of Beaver in California. *J. Mammal.* 68, 860–864.

Campbell, R.D., Rosell, F., Nolet, B.A., Dijkstra, V.A.A., 2005. Territory and group sizes in Eurasian beavers (*Castor fiber*): echoes of settlement and reproduction? *Behav. Ecol. Sociobiol.* 58, 597–607

Campbell-Palmer, R., al., 2016. The Eurasian Beaver Handbook - Ecology and Management of *Castor fiber*, Conservation handbooks series. Pelagic publishing, UK.

Čanády, A., Krišovský, P., Bajomi, B., Huber, A., Czabán, D., Olekšák, M., 2016. Is new spread of the European beaver in Pannonian basin an evidence of the species recovery? *Eur. J. Ecol.* 2, 44–63.

Caporale, S.S., Ungar, P.S., 2016. Rodent incisor microwear as a proxy for ecological reconstruction. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.* 446, 225–233.

Caudron, A., 2019. Application d'une technique non-invasive de récolte de matériel génétique pour l'étude de la dynamique du castor européen (*Castor fiber*) à l'échelle locale d'un ruisseau ardennais. UCL, Louvain-La-Neuve.

Cook, D.B., 1943. History of a Beaver Colony. *J. Mammal.* 24, 12–18.

Crawford, J.C., Bluett, R.D., Schaubert, E.M., 2015. Conspecific Aggression by Beavers (*Castor canadensis*) in the Sangamon River Basin in Central Illinois: Correlates with Habitat, Age, Sex and Season. *Am. Midl. Nat.* 173, 145–155.

Crawford, J.C., Liu, Z., Nelson, T.A., Nielsen, C.K., Bloomquist, C.K., 2009. Genetic Population Structure within and between Beaver (*Castor Canadensis*) Populations in Illinois. *J. Mammal.* 90, 373–379.

Crawford, J.C., Liu, Z., Nelson, T.A., Nielsen, C.K., Bloomquist, C.K., 2008a. Microsatellite Analysis of Mating and Kinship in Beavers (*Castor canadensis*). *J. Mammal.* 89, 575–581.

Crawford, J.C., Liu, Z., Nelson, T.A., Nielsen, C.K., Bloomquist, C.K., 2008b. A Comparison of Field and Molecular Techniques for Sexing Beavers. *J. Wildl. Manag.* 72, 1805–1807.

CSCF, 2020. Pelage. Info Fauna Cent. Suisse Cartogr. Faune. URL <http://www.cscf.ch/cscf/home/biberfachstelle/informationen-zum-biber/biologie/gestalt/fell.html> (accessed 4.23.20).

DEMNA, 2014, Directive Habitat 92/43/CEE « Habitats-Faune-Flore ». Évaluation de l'état de conservation des habitats et des espèces Natura 2000 en Wallonie. Résultats du Rapportage Article 17 au titre de la Directive 92/43/CEE pour la période 2007-2012.

DEMNA, 2019, Rapportage sur l'état de conservation des espèces d'intérêt communautaire 2013-2018. SPW. Wallonie environnement.

Ducroz, J.-F., Stubbe, M., Saveljev, A.P., Heidecke, D., Samjaa, R., Ulevičius, A., Stubbe, A., Durka, W., 2005. Genetic Variation and Population Structure of the Eurasian Beaver *Castor fiber* in Eastern Europe and Asia. *J. Mammal.* 86, 1059–1067.

Easter-Pilcher, A., 1990. Cache Size as an Index to Beaver Colony Size in Northwestern Montana. *Wildl. Soc. Bull.* 1973-2006 18, 110–113.

Ellegren, H., Hartman, G., Johansson, M., Andersson, L., 1993. Major Histocompatibility Complex Monomorphism and Low Levels of DNA Fingerprinting Variability in a Reintroduced and Rapidly Expanding Population of Beavers. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 90, 8150–8153.

Fatemi, F.R., Yanai, R.D., Hamburg, S.P., Vadeboncoeur, M.A., Arthur, M.A., Briggs, R.D., Levine, C.R., 2011. Allometric equations for young northern hardwoods: the importance of age-specific equations for estimating aboveground biomass. *Can. J. For. Res.* 41, 881–891.

Fortin, C., Laliberté, M., Ouzilleau, J., 2001. Guide d'aménagement et de gestion du territoire utilisé par le castor au Québec. Fondation de la faune du Québec, Sainte-Foy (Québec).

Frosch, C., Haase, P., Nowak, C., 2010. First set of microsatellite markers for genetic characterization of the Eurasian beaver based on tissue and hair samples. *Eur. J. Wildl. Res.* 679–682.

Frosch, C., Kraus, R.H.S., Angst, C., Allgöwer, R., Michaux, J., Teubner, J., Nowak, C., 2014. The Genetic Legacy of Multiple Beaver Reintroductions in Central Europe. *PLOS ONE* 9.

Fryxell, J.M., 2001. Habitat suitability and source–sink dynamics of beavers. *J. Anim. Ecol.* 70, 310–316.

Gabryś, G., Ważna, A., 2003. Subspecies of the European beaver *Castor fiber* Linnaeus, 1758. *Acta Theriol. (Warsz.)* 48, 433–439.

Gallant, D., Bérubé, C.H., Tremblay, E., Vasseur, L., 2004. An extensive study of the foraging ecology of beavers (*Castor canadensis*) in relation to habitat quality. *Can. J. Zool.* 82, 922–933.

Gaywood, M., 2016. Eurasian beaver. Scottish Natural Heritage (SNH). Species Management in Scotland 2007-2012.

Gaywood, M., Scottish Natural Heritage (Agency), 2015. Beavers in Scotland: a report to the Scottish Government.

Gibbs, J.P., 2000. Monitoring Populations, in: Pearl, M.C., Boitani, L., Fuller, T.K. (Eds.), *Research Techniques in Animal Ecology, Controversies and Consequences*. Columbia University Press, pp. 213–252.

Gilles, A., 2019. Impacts des barrages de castors eurasiens (*Castor fiber*) sur la reproduction de la truite fario (*Salmo trutta fario*) dans un ruisseau ardennais. UCL, Louvain-La-Neuve.

Goryainova, Z.I., Katsman, E.A., Zavyalov, N.A., Khlyap, L.A., Petrosyan, V.G., 2014. Evaluation of tree and shrub resources of the Eurasian beaver (*Castor fiber* L.) and changes in beaver foraging strategy after resources depletion. *Russ. J. Biol. Invasions* 5, 242–254.

Grudzinski, B.P., Cummins, H., Vang, T.K., 2019. Beaver canals and their environmental effects. *Prog. Phys. Geogr. Earth Environ.* 44, 189–211.

Haarberg, O., Rosell, F., 2006. Selective foraging on woody plant species by the Eurasian beaver (*Castor fiber*) in Telemark, Norway: Selective foraging by the Eurasian beaver. *J. Zool.* 270, 201–208.

Hall, J.G., 1960. Willow and Aspen in the Ecology of Beaver on Sagehen Creek, California. *Ecology* 41, 484–494.

Halley, D., Rosell, F., Saveljev, A., 2012. Population and Distribution of Eurasian Beaver (*Castor fiber*). *Balt. For.* 18, 8.

Hammerson, G.A., 1994. Beaver (*Castor canadensis*): Ecosystem Alterations, Management, and Monitoring. *Nat. Areas J.* 14, 44–57.

Hartman, G., Tornlov, S., 2006. Influence of watercourse depth and width on dam-

building behaviour by Eurasian beaver (*Castor fiber*). *J. Zool.* 268, 127–131.

Herr, J., Rosell, F., 2004. Use of space and movement patterns in monogamous adult Eurasian beavers (*Castor fiber*). *J. Zool.* 262, 257–264.

Herr, J., Schley, L., 2009. Barbed wire hair traps as a tool for remotely collecting hair samples from beavers (*Castor* sp.). *Lutra* 123–127.

Hohwieler, K., Rosell, F., Mayer, M., 2018. Scent-marking behavior by subordinate Eurasian beavers. *Ethology* 124, 591–599.

Hyvönen, T., Nummi, P., 2008. Habitat dynamics of beaver *Castor canadensis* at two spatial scales. *Wildl. Biol.* 14, 302–308.

INBW, 2019. Le Brabant wallon en chiffres. Fondation Économique et sociale du Brabant wallon. En ligne sur https://www.inbw.be/sites/default/files/publications/entreprises/bw_en_chiffres_2019_0.pdf page consultée le 14/05/20.

IRM, 2020. Site de l'IRM. En ligne sur <https://www.meteo.be/fr/belgique> page consultée le 14/05/20.

Johnson, E.A., Miyanishi, K., 2010. *Plant Disturbance Ecology: The Process and the Response*. Elsevier.

Johnston, C.A., Naiman, R.J., 1990. The use of a geographic information system to analyze long-term landscape alteration by beaver. *Landsc. Ecol.* 4, 5–19.

Johnston, C.A., Windels, S.K., 2015. Using beaver works to estimate colony activity in boreal landscapes: Beaver Works Estimate Colony Activity. *J. Wildl. Manag.* 79, 1072–1080.

Keigley, R.B., Frisina, M.R., Fager, C., 2003. A Method for Determining the Onset Year of Intense Browsing. *J. Range Manag.* 56, 33–38.

Labbé, J., 2009. Modélisation de l'utilisation de l'habitat par le castor dans le Québec forestier. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Québec.

Labrecque-Foy, J.-P., Morin, H., Girona, M.M., 2020. Dynamics of Territorial Occupation by North American Beavers in Canadian Boreal Forests: A Novel Dendroecological Approach. *Forests* 11, 221.

Little, A.M., Guntenspergen, G.R., Allen, T.F.H., 2012. Wetland vegetation dynamics in response to beaver (*Castor canadensis*) activity at multiple scales. *Écoscience* 19, 246–257.

Luglia, R., 2013. Le castor d'Europe (*Castor fiber*). Regards historiques anciens et nouveaux sur un animal sauvage. Traject. Trav. Jeunes Cherch. CIERA.

Mainguy, J., Bernatchez, L., 2007. L'analyse de l'ADN sans manipulation des animaux : un outil incontournable pour la gestion et la conservation des espèces rares ou élusives, in : Le naturaliste canadien. pp. 51–58.

McNew, L.B., Woolf, A., 2005. Dispersal and Survival of Juvenile Beavers (*Castor canadensis*) in Southern Illinois. Am. Midl. Nat. 154, 217–228.

McTaggart, S.T., Nelson, T.A., 2003. Composition and Demographics of Beaver (*Castor canadensis*) Colonies in Central Illinois. Am. Midl. Nat. 150, 139–150.

Mitchell, S.C., Cunjak, R.A., 2007. Stream Flow, Salmon and Beaver Dams: Roles in the Structuring of Stream Fish Communities within an Anadromous Salmon Dominated Stream. J. Anim. Ecol. 76, 1062–1074.

Müller, G., Watling, J., 2016. The engineering in beaver dams, in: River Flow 2016. Presented at the The International Conference On Fluvial Hydraulics (River Flow 2016), CRC Press, St. Louis, USA, pp. 2094–2099.

Müller-Schwarze, D., 2011. Population Densities and Dynamics, in: The Beaver, Its Life and Impact, Second Edition. Cornell University Press, pp. 97–109.

Naiman, R.J., Melillo, J.M., 1984. Nitrogen Budget of a Subarctic Stream Altered by Beaver (*Castor canadensis*). Oecologia 62, 150–155.

Osmundson, C.L., Buskirk, S.W., 1993. Size of Food Caches as a Predictor of Beaver Colony Size. Wildl. Soc. Bull. 1973-2006 21, 64–69.

Paşca, C., Ungureanu, L., Ionescu, G., Popa, M., Gridan, A., 2016. Riparian habitat modelling in the context of beavers (*Castor fiber*) repopulation in Braşov, Romania. Russ. J. Theriol. 15, 49–54.

Petrosyan, V.G., Golubkov, V.V., Goryainova, Z.I., Zav'yalov, N.A., Al'bov, S.A., Khlyap, L.A., Dgebuadze, Yu.Yu., 2013. Modeling of the Eurasian beaver (*Castor fiber* L.) population dynamics in the basin of a small Oka River tributary, the Tadenka River (Prioksko-Terrasnyi Nature Reserve). Russ. J. Biol. Invasions 4, 45–53.

Portail de la Wallonie, 2020, La biodiversité en Wallonie. En ligne sur <http://biodiversite.wallonie.be/fr/rapportage.html?IDC=5803> page consultée le 12/08/20.

Quintana-Murci, L., Veitia, R., Santachiara-Benerecetti, S., McElreavey, K., Fellous, M., Bourgeron, T., 1999. L'ADN mitochondrial, le chromosome Y et l'histoire des populations humaines. *Médecine/sciences* 15, 974.

Raes, F., 2019. Le Castor en Brabant Wallon : inventaire 2018-19. Presented at the AG BW 2019, p. 6.

Raffel, T.R., Smith, N., Cortright, C., Gatz, A.J., 2009. Central Place Foraging by Beavers (*Castor canadensis*) in a Complex Lake Habitat. *Am. Midl. Nat.* 162, 62–73.

Robel, R.J., Fox, L.B., 1993. Comparison of Aerial and Ground Survey Techniques to Determine Beaver Colony Densities in Kansas. *Southwest. Nat.* 38, 357–361.

Róisín Campbell-Palmer, Schwab, G., Girling, S., Lisle, S., Gow, D., 2015. Managing wild Eurasian beavers: a review of European management practices with consideration for Scottish application. Scottish Natural Heritage Commissioned Report N0 812.

Romashova, N.B., 2016. History of conservation and research activities of the Eurasian beaver (*Castor fiber*) in the Voronezhsky Nature Reserve. *Russ. J. Theriol.* 15, 8–19.

Rosell, F., Bozser, O., Collen, P., Parker, H., 2005. Ecological impact of beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* and their ability to modify ecosystems. *Mammal Rev.* 35, 248–276.

Rosell, F., Parker, H., Steifetten, Ø., 2006. Use of dawn and dusk sight observations to determine colony size and family composition in Eurasian beaver *Castor fiber*. *Acta Theriol. (Warsz.)* 51, 107–112.

Rosell, F., Thomsen, L.R., 2006. Sexual Dimorphism in Territorial Scent Marking by Adult Eurasian Beavers (*Castor fiber*). *J. Chem. Ecol.* 32, 1301–1315.

Rosell, F., Parker, H., 2012. Beaver Management in Norway - A Review of Recent Literature and Current Problems 2012. *HiT* 62.

Rossell, C.R., Arico, S., Clarke, H.D., Horton, J.L., Ward, J.R., Patch, S.C., 2014. Forage Selection of Native and Nonnative Woody Plants by Beaver in a Rare-Shrub Community in the Appalachian Mountains of North Carolina. *Southeast. Nat.* 13, 649–662.

Rossell, C.R., Selm, K., Clarke, H.D., Horton, J.L., Ward, J.R., Patch, S.C., 2013. Impacts of Beaver Foraging on the Federally Threatened Virginia Spiraea (*Spiraea virginiana*) along the Cheoah River, NC. *Southeast. Nat.* 12, 439–447.

Rusanov, N., Maksimenko, S., 2019. Features of population and distribution dynamics of

the Eurasian beaver (*Castor fiber* L) in the Kursk Region. IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci. 226.

Scheppers, T.L.J., Roper, T.J., Frantz, A.C., Schaul, M., Engel, E., Breyne, P., Schley, L., 2007. Estimating social group size of Eurasian badgers *Meles meles* by genotyping remotely plucked single hairs. *Wildl. Biol.* 13, 195–207.

Severtsov A., Bashinskiy I., Osipov, V., 2018. Distribution and dynamic of *Castor fiber* (*Castoridae*, *Mammalia*) population in forest-steppe rivers: a case of the State Nature Reserve Privolzhskaya Lesostep', Penza region, European Russia. *Nat. Conserv. Res.* 3.

SPW, 2018. Débits des principaux cours d'eau. En ligne sur <http://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/EAU%202.html> page consultée le 25/05/20.

Sun, L., Müller-Schwarze, D., 1998. Anal Gland Secretion Codes for Family Membership in the Beaver. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 44, 199–208.

Sverre, S.F.S., 1972. Some ecological effects of beaver upon the watersheds in the Porcupine Hills, Alberta. St. Catharines, Ontario.

Swinnen, K.R.R., Hughes, N.K., Leirs, H., 2015. Beaver (*Castor fiber*) activity patterns in a predator-free landscape. What is keeping them in the dark? *Mamm. Biol.* 80, 477–483.

Swinnen, K.R.R., Strubbe, D., Matthysen, E., Leirs, H., 2017. Reintroduced Eurasian beavers (*Castor fiber*): colonization and range expansion across human-dominated landscapes. *Biodivers. Conserv.* 26, 1863–1876.

Tinnesand, H.V., Jojola, S., Zedrosser, A., Rosell, F., 2013. The smell of desperadoes? Beavers distinguish between dominant and subordinate intruders. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 67, 895–904.

Voelker, B.W., Dooley, J.L., 2008. Impact by North American Beaver (*Castor canadensis*) on Forest Plant Composition in the Wilds, a Surface-Mined Landscape in Southeastern Ohio, in: *Ohio Journal of Science* 108, 9–15.

Vorel, A., Válková, L., Hamšíková, L., Maloň, J., Korbelová, J., 2015. Beaver foraging behaviour: Seasonal foraging specialization by a choosy generalist herbivore. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 69, 1221–1235.

Welles, J.M., Cohen, S., 1996. Canopy structure measurement by gap fraction analysis using commercial instrumentation. *J. Exp. Bot.* 47, 1335–1342.

Williams, C.L., Breck, S.W., Baker, B.W., 2004. Genetic Methods Improve Accuracy of Gender Determination in Beavers. *J. Mammal.* 85, 1145–1148.

Wright, J.P., Jones, C.G., Flecker, A.S., 2002. An ecosystem engineer, the beaver, increases species richness at the landscape scale. *Oecologia* 132, 96–101.

Zav'yalov, N.A., Al'bov, S.A., Petrosyan, V.G., Khlyap, L.A., Goryainova, Z.I., 2010. Invasion of ecosystem engineer—the European beaver (*Castor fiber*)—in the Tadenka River basin (Prioksko-Terrasnyi Nature Reserve). *Russ. J. Biol. Invasions* 1, 267–281.

10. ANNEXES

10.1 RECUEILS NON-EXHAUSTIFS DES MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE ET DE MESURE UTILISÉES DANS LA LITTÉRATURE

Tableau 5 Recueil non-exhaustif des méthodes d'échantillonnage dendrométriques utilisées dans la littérature.

Auteur(s) et date	Type de transect	Direction par rapport à la berge	Largeur (m)	Longueur (m)	Répétition (m)	Commentaire(s)
Abbott et al. (2013)	Simple	Parallèle	2	Tout le site	10	Étude de la disposition des arbres par rapport aux coulées
Baker et Cade (1995)	/	/	/	/	160 troncs coupés par des castors, choix aléatoire	Étude de la disponibilité des Saules pour les castors
Basey et al. (1988)	Divisé en cellules	Perpendiculaire	5	30	4 par site en moyenne, aléatoire	Chaque transect est divisé en 10 cellules de 3x5m
Belovsky (1984)	Ponctué tous les 10m de cellules circulaires	Perpendiculaire	2 de rayon	30	100	3 cellules par transect
Gallant et al. (2004)	Ponctué tous les 20m de cellules carrées	Perpendiculaire	2	90	50	Première cellule à 10m de la rive. Cellule de 2x2. 5 cellules par transect
Goryainova et al. (2014)	Ponctué tous les 15m de cellules circulaires décalées de 10m par rapport à la ligne de	Perpendiculaire	1,25 et 5 de rayon selon le diamètre de souche	Jusqu'à la dernière souche de castor	30	Première cellule à 5m de la rive. Les dernières souches sont situées entre 35 et 160 mètres

	transect (direction aléatoire)					
Haarberg et Rosell (2006)	Divisé en cellules	Perpendiculaire	10	40	5% de la zone de berge, aléatoire	Chaque transect est divisé en 4 cellules de 10x10m
Hall (1960)	Divisé en cellules	Perpendiculaire	3	30	Choix sur le terrain	Chaque transect est divisé en 10 cellules de 3x3m
Labrecque- Foy et al. (2020)	Ponctué tous les 5m de cellules carrées	Depuis la hutte	1	25	3 par huttes, tous les 45°	5 cellules de 1x1 par transect, 15 par hutte au total
Raffel et al. (2009)	Simple	Perpendiculaire	Entre 16 et 60 (largeur du sous- site de découpe)	Jusqu'à la dernière souche de castor	Sous-sites de découpe intense	Définition floue des zones de mesure
Rosell et al. (2014)	Ponctué tous les 5m de cellules circulaires	Parallèle	2,5 de rayon	25	48, aléatoire	6 cellules par transect
Vorel et al. (2015)	Simple	Parallèle	10	50	aléatoire	Sélection de portions de cours d'eau d'intérêts

Tableau 6 Recueil non-exhaustif des méthodes dendrométriques utilisées dans la littérature

Auteur(s) et date	Mesure(s)	Hauteur de mesure (cm)	Seuil(s) de mesure (cm)	Précision(s)	Commentaire(s)
Abbott et al. (2013)	Juste Géolocalisation	/	/	/	Datation de la coupe en 3 classes
Baker et Cade (1995)	Diamètre	10	Aucun	Uniquement Saules	10 classes de grosseur entre 0 et 60 cm. Comptage de cernes. Uniquement sur les arbres abattus
Basey et al. (1988)	Diamètre	30	Aucun	Uniquement les peupliers trembles	/

Belovsky (1984)	Diamètre	20	Lorsque le semis atteint 20 cm de hauteur	Espèces	Datation de la coupe en 2 classes
Gallant et al. (2004)	Circonférence	30	Aucun	Espèces	Division en classes (3) de grosseur de 2,5 cm et classification sans mesure jusque 7,5cm. Mesure au-delà.
Goryainova et al. (2014)	Diamètre	30-40	Deux catégories, 1 à 10 ou supérieur à 10	Espèces	La première catégorie est employée sur un rayon de 1,25m et la seconde sur un rayon de 5m
Haarberg et Rosell (2006)	Diamètre	20	1	Espèces	/
Hall 1960	Diamètre	Hauteur de souche	2,5	Espèces	/
Labrecque-Foy et al. (2020)	Datation	Coupe à ras des rejets	0,5	/	Comptage du nombre de cernes
Raffel et al. (2009)	Diamètre	15	1	Espèces	Mesure au compas si le diamètre est inférieur à 8cm et au ruban diamétrique dans le cas contraire.
Rosell et al. (2014)	Diamètre	10	2,5	Espèces	/
Vorel et al. (2015)	Diamètre	/	0,5	Genres	Estimation visuelle et répartition en catégories de dimension

10.2 LISTE DES 18 SITES RÉPERTORIÉS ET DE LEURS CARACTÉRISTIQUES

Les données reprises ci-dessous représentent un travail préalable d'exploration dont l'objectif est d'obtenir un aperçu global. Elles sont donc constituées d'informations cartographiques et d'estimations visuelles. La présence de certaines imprécisions ou erreurs est donc possible. Les colonnes « remarques » et « commentaires » ne sont pas représentées ici.

Tableau 7 Caractéristiques des sites répertoriés. Les trois sites sélectionnés sont surlignés en vert.

Num. site	Nom site	Ruisseau	Coord x	Coord y	Forêt	Cote (3=excellent, 2=moyen, 1=inexploitable)
1	Sentier corroy - gistoux	Train	50,67321524	4,67925478	Oui	1
2	Le bloquia	Train	50,67847443	4,69151549	Oui	2
3	Vieux moulin	Ry du pré delcourt	50,68647969	4,7019637	ZHIB	3
4a	Sentier gistoux	Train	50,69812792	4,69056733	Berge en champ	1
4	Pisciculture	Glabais	50,70787446	4,70444711	Oui	2
5	Chaussé jodogne	Affluent Train	50,73805462	4,72841162	Oui	1
6	Rue de la sainte chêne	Affluent Train	50,75102009	4,70575366	Mi forêt mi agraire	3
7	Agnissart	Le Cala	50,63799005	4,50257801	Oui	3
8	Ravel	La Dyle	50,62335278	4,52822428	Oui	1
9	Bois d'hez	Ry d'hez	50,58749125	4,49415521	Oui	3
10	Tangissart	Ry d'hez	50,6041137	4,52197281	Oui	3
11	Court-Saint-Étienne	Affluent t-Thyle	50,62730815	4,55785608	Oui	3
12	Suzeril	Thyle	50,63615492	4,56679367	Oui	1
13	Villers-la-ville	Thyle	50,58122872	4,52824355	Jardin	3
14	non trouvé					
15	non trouvé					
16	Gentissart	Gentissart	50,55352395	4,55050994	Oui	2
17	Bois de Lauzelle	Blanc ry	50,67505718	4,58839528	Oui	3

Tableau 8 Caractéristiques des sites répertoriés. Les trois sites sélectionnés sont surlignés en vert (suite)

Num. site	Barrages	Longueur (m)	Isolé (p/r Dyle etc)	Accessibilité	Distance p/r LLN (km)	Essences principales
1	3	150	Oui	Sentier	10	Noisetier, Saule, Bouleau, Peuplier, Chêne
2	2	100	Oui	Prox. route	12	Noisetier, peuplier, chêne, bouleau
3	15	1000	Oui	Grillagé	10	Saule, chêne, aulnes
4a	0	200	Oui	Sentier	12	Chêne, noisetier, peuplier
4	5	500	Oui	Sentier + champ	14	Saule, chêne, noisetier
5	2	100	Oui	Prox. route	11	Chêne, hêtre, noisetier, sycomore
6	10	300	Oui	Champ	14	Saule, chêne peuplier noisetier pommier
7	5	300	Oui	Sentier	13	Saule, chêne peuplier noisetier
8	0	100	Non	Ravel	14	Saule, peuplier
9	10	1000	Oui	Sentier	16	Résineux, saule, peuplier, chêne
10	15	400	Oui	Sentier	15	charme, chêne, hêtre, peuplier, sycomore
11	1	400	Oui	Champ	13	Aulne blanc, sycomore, saule, charme, chêne
12	0	100	Oui	Sentier	10	Saule, noisetier, charme, bouleau, chêne
13	0	100	Oui	Prox. route	15	Noisetier, saule, sureau
14						
15						
16	3	200	Oui	Privé	17	Noisetier, saule peuplier, chêne
17	5	1000	Oui	Sentier	1	Noisetier, saule, chêne, hêtre, aulne, charme, sycomore

10.3 CARTES PRODUITES LORS DE LA CAMPAGNE D'INVENTAIRE

BOIS DE LAUZELLE

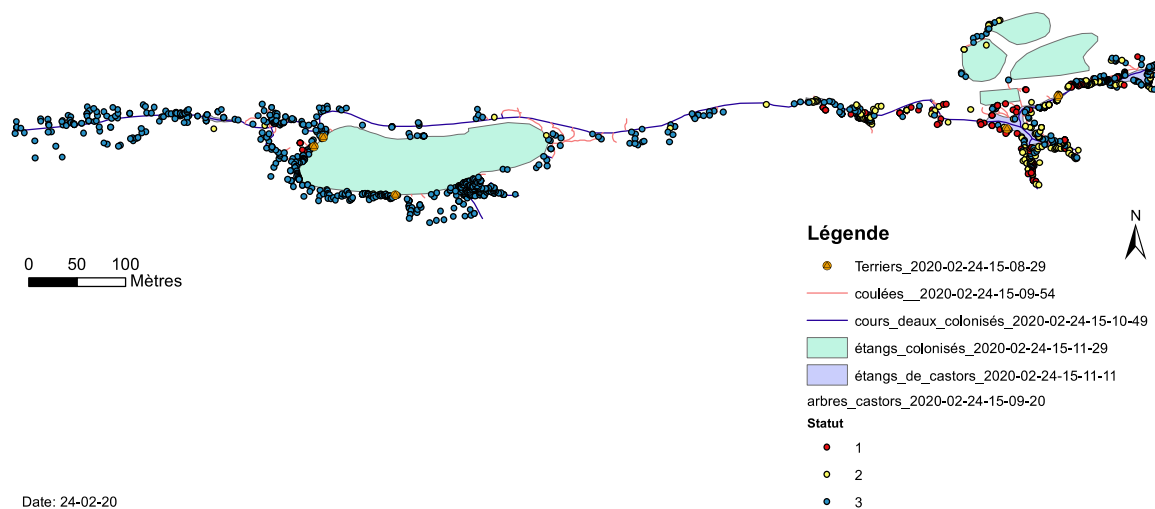


Figure 26 Position des arbres rongés et ancienneté de la coupe (1=récent;2=vieux;3=très vieux) sur le site du Bois de Lauzelle

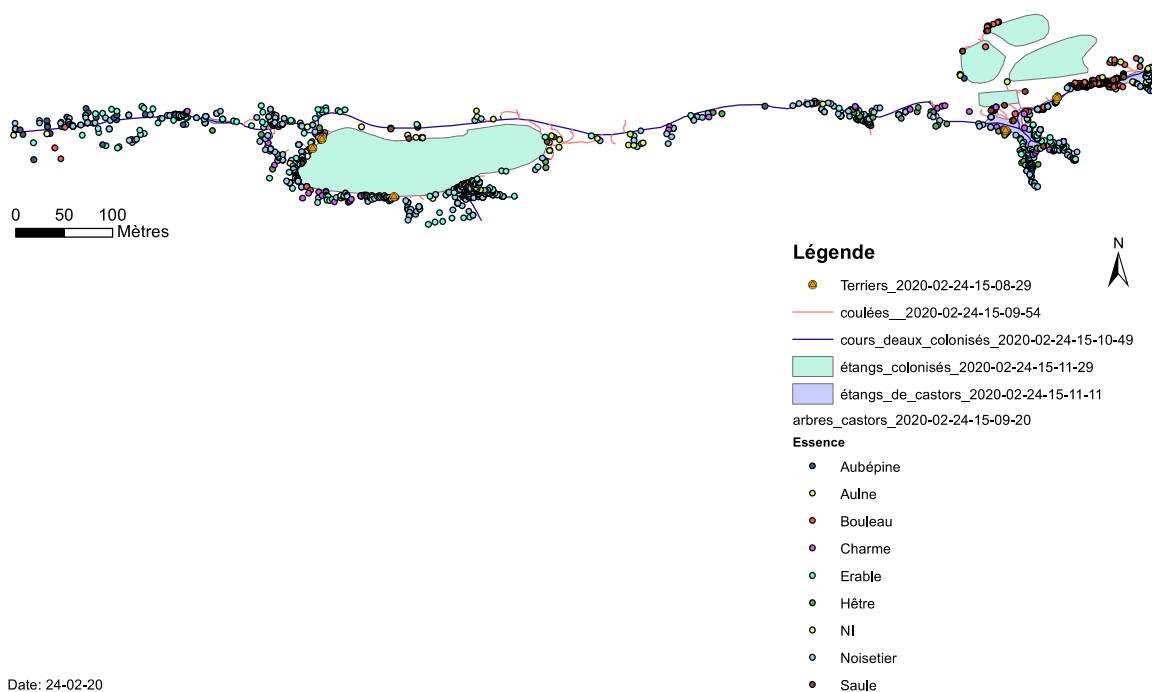


Figure 27 Position des arbres rongés et identification de l'essence sur le site du Bois de Lauzelle

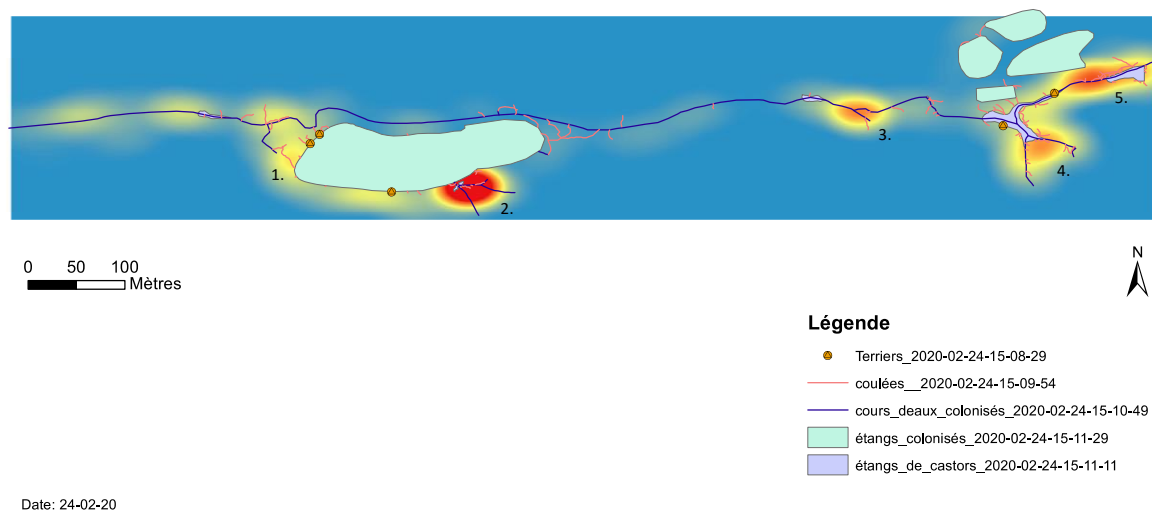


Figure 28 Estimation par noyau (carte de fréquentation) de la densité des arbres rongés sur le site du Bois de Lauzelle. Les zones de découpe les plus intenses sont numérotées.

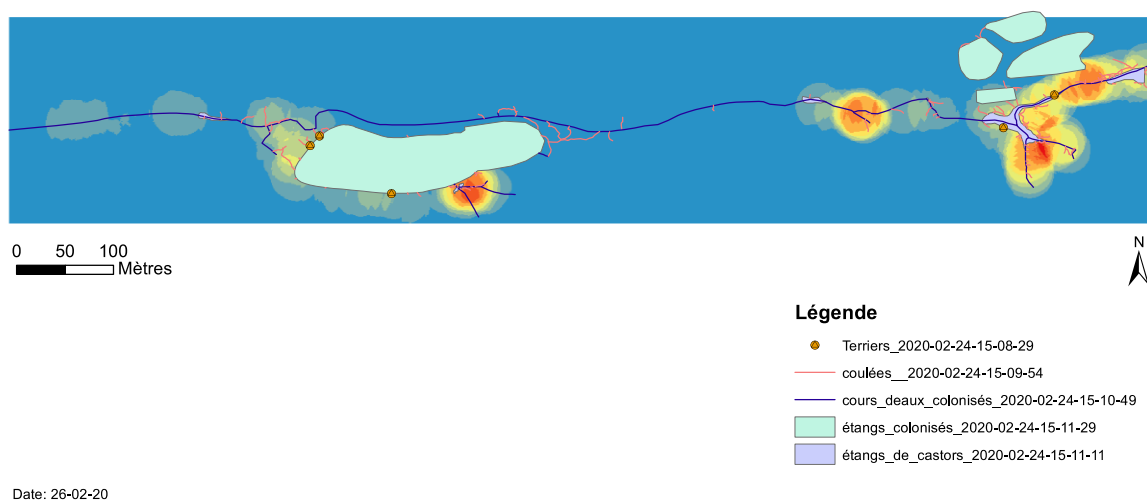


Figure 29 Estimation par noyau de la densité des arbres rongés en intégrant le facteur de temporalité de la coupe (1,2 ou 3) sur le site du Bois de Lauzelle. Ce facteur donne donc aux arbres coupés les plus récemment un poids plus important (valeur de 1, 2 ou 3).

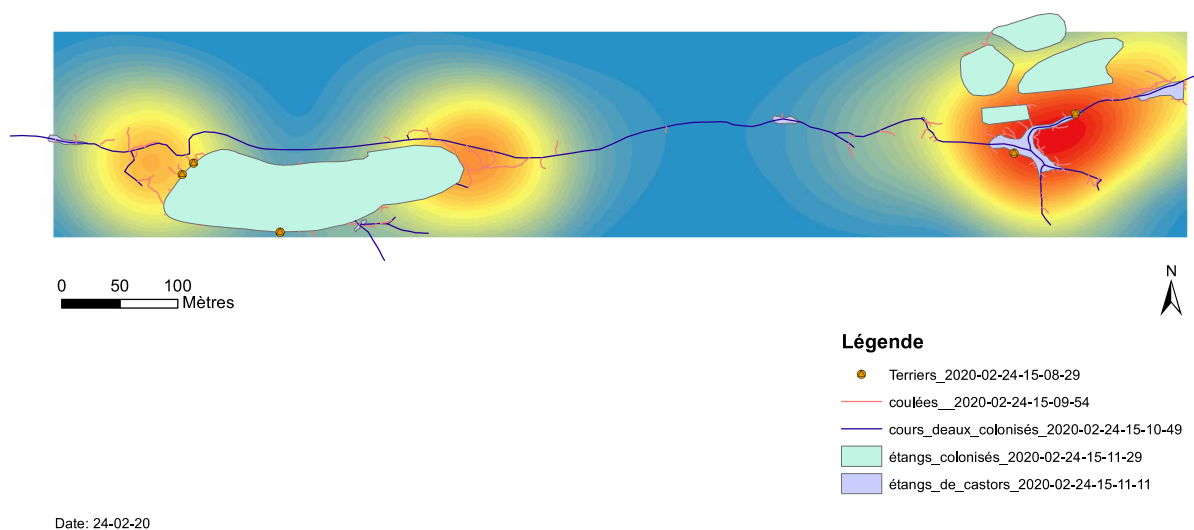


Figure 30 Estimation par noyau de la densité des coulées sur le site du Bois de Lauzelle. Une fonction spécifique est employée afin de pouvoir travailler avec un élément linéaire plutôt que ponctuel.

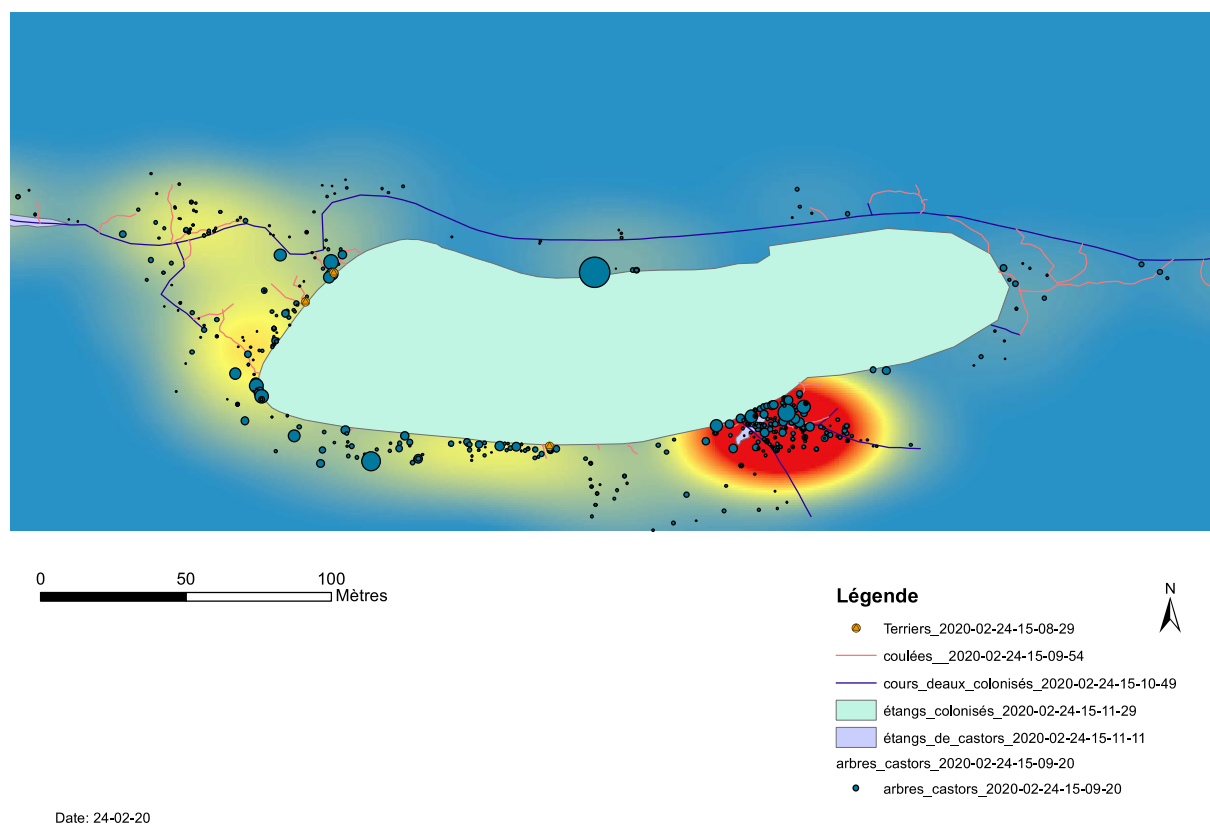


Figure 31 Extrait comparatif mettant en relation l'estimation par noyau de la densité d'arbres rongés et la circonférence (taille des cercles) de ceux-ci sur une portion du site du Bois de Lauzelle

COURT-SAINT-ÉTIENNE

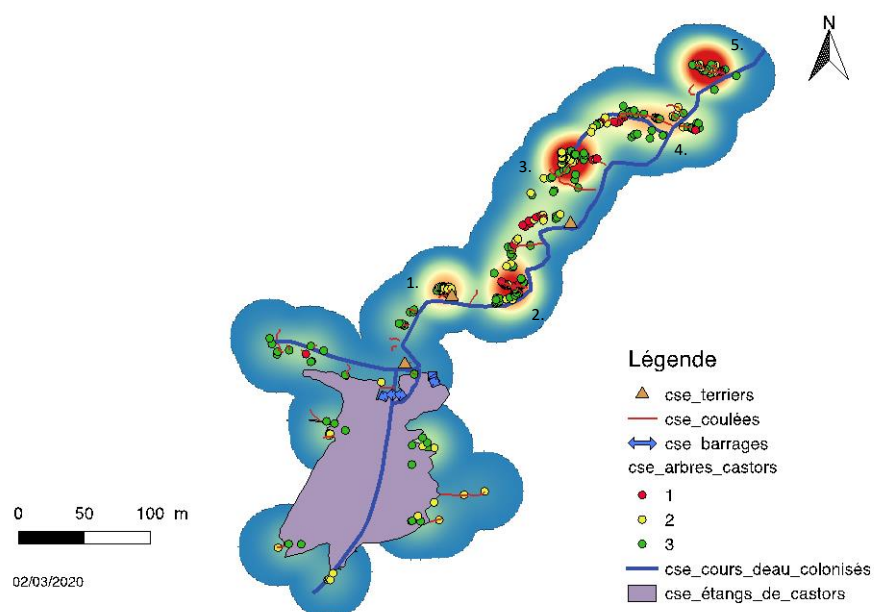


Figure 32 Estimation par noyau (carte de fréquentation) de la densité des arbres rongés, position et temporalité des coupes sur le site de Court-Saint-Étienne. Les zones de découpe les plus intenses sont numérotées.

AGNISSART

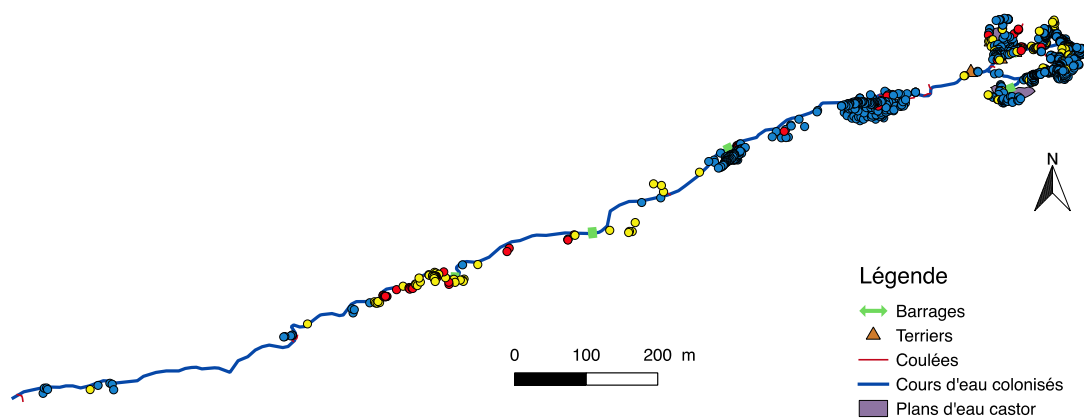


Figure 33 Temporalité et position des arbres rongés sur le site d'Agnissart

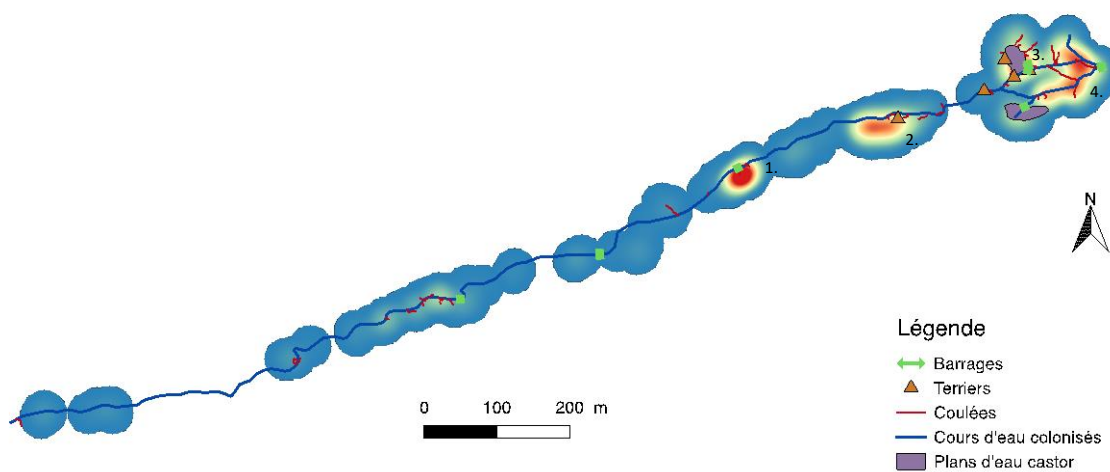


Figure 34 Estimation par noyau (carte de fréquentation) de la densité des arbres rongés sur le site d'Agnissart. Les zones de découpe les plus intenses sont numérotées.

10.4 DISPOSITION INITIALE DES PIÈGES À POILS SUR LES SITES DE COURT-SAINT-ÉTIENNE ET D'AGNISSART

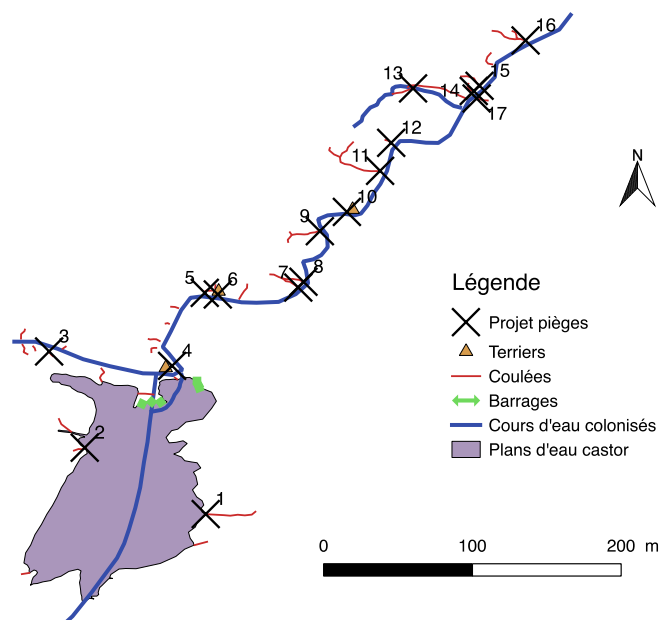


Figure 35 Disposition initiale prévisionnelle des pièges à poils sur le site de Court-Saint-Étienne

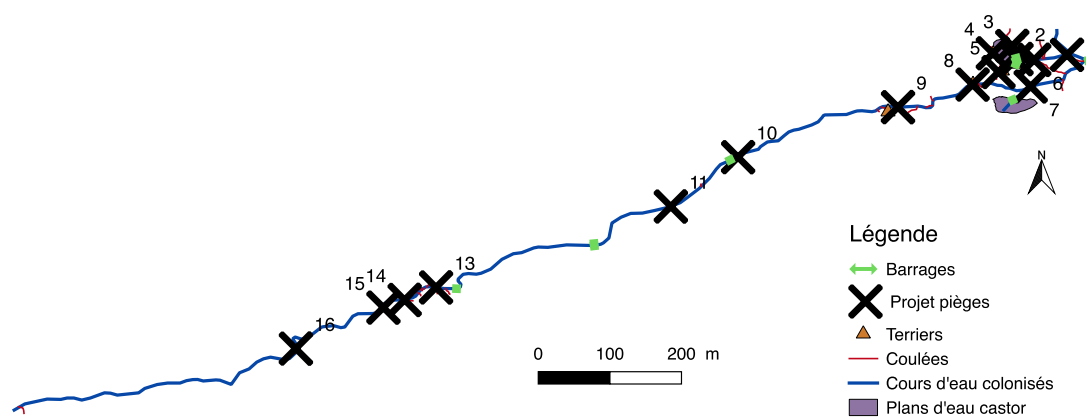


Figure 36 Disposition initiale prévisionnelle des pièges à poils sur le site d'Agnissart

10.5 CONSTATATIONS ET CONSEILS POUR LE PIÉGEAGE DE POILS DE CASTOR

La méthode du piège à poil se révèle particulièrement efficace avec le castor. Cela est dû à leur tendance à emprunter fréquemment les même sentiers (coulées) à la sortie de l'eau. La technique employée ici est relativement expérimentale. C'est pourquoi les points suivants détaillent l'expérience acquise lors de cette session d'échantillonnage.

Généralités

- La période idéale pour le piégeage se situe après le repos hivernal du castor et avant le retour d'une végétation herbacée trop importante.
- Dans un premier temps, la mise en place d'un système de rotation permet de s'acclimater au protocole et d'appréhender les pièges susceptibles d'être fonctionnels.

Disposition

- Une première approche de repérage est essentielle avant de disposer les pièges. Les éléments principaux à repérer sont les terriers, les zones de nourrissage et les coulées.
- Au plus les pièges sont disposés à proximité de la rive, au plus il y a de probabilité de récupérer des poils. Les castors semblent en effet, dans certains cas, se disperser rapidement dans diverses directions à la sortie de l'eau.
- Cependant, une surveillance accrue est nécessaire pour les pièges installés à proximité directe de l'eau. Ceux-ci sont en effet susceptibles d'être submergés par l'activité du castor.
- La présence d'empreintes fraîches dans la boue peut aider au placement des pièges. Celles-ci sont facilement identifiables mais se retrouvent régulièrement effacées par la queue trainante de l'animal.
- Les jonctions plan d'eau à plan d'eau ou plan d'eau à cours d'eau (coulées de connexion) semble très fréquentées par l'animal. Elle constituent donc des zones de piégeage de choix.

Montage

- Les castors ne semblent pas accepter de traverser un piège dont la largeur est inférieure à 50 centimètres.
- Afin de ne pas blesser les animaux, il convient de limiter la tension du fil barbelé. Il convient également de s'assurer que le piège saute si l'animal s'emmêle dedans.
- Si les points de fixation sont vivants, il convient de les surveiller régulièrement. Le castor est en effet susceptible de les ronger.
- Dans le cas contraire, l'ancrage peut être réalisé à l'aide de tiges rigides ou semi-rigides. L'emploi de bois mort suffisamment sec est également possible.

- Il arrive régulièrement que des pièges sautent lorsque le castor passe au travers avec des branches de dimensions trop conséquentes.

Récolte

- Le relevé fréquent des pièges est essentiel afin d'éviter la contamination des échantillons susceptible de générer des confusions lors d'analyses ultérieures. La récolte systématique de l'entièreté des échantillons est nécessaire pour la même raison.
- Lors de la récolte, il convient d'analyser méticuleusement chaque barbelé afin de ne rater aucun échantillon. Les échantillons sont parfois composés d'un unique poil de garde.
- Il est possible d'également récupérer des échantillons de poils sur des éléments naturels tels que des ronces ou des branches basses mais également sur des barbelés de pâturage.

10.6 POURCENTAGE CUMULÉ DE SECTION RONGÉE EN FONCTION DE LA DISTANCE À LA BERGE

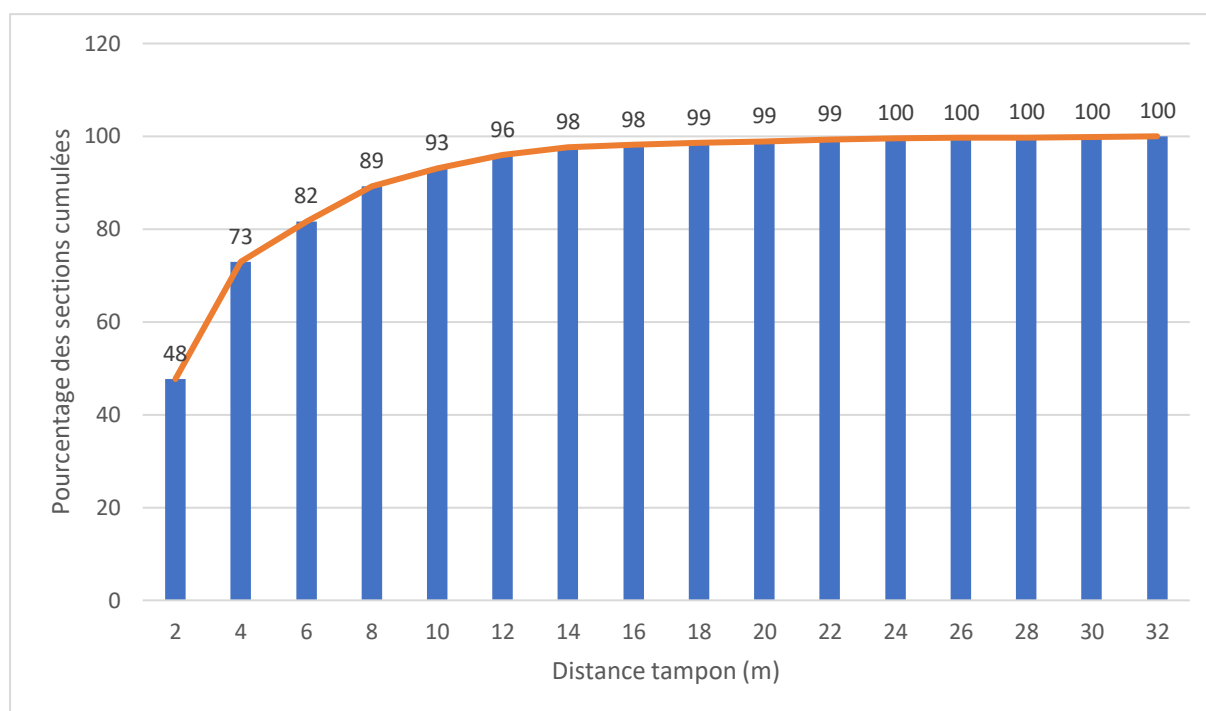


Figure 37 Pourcentage des sections cumulées en fonction de la distance par rapport à la berge pour le site du Bois de Lauzelle. La courbe en orange représente la tendance observée sur ce site.

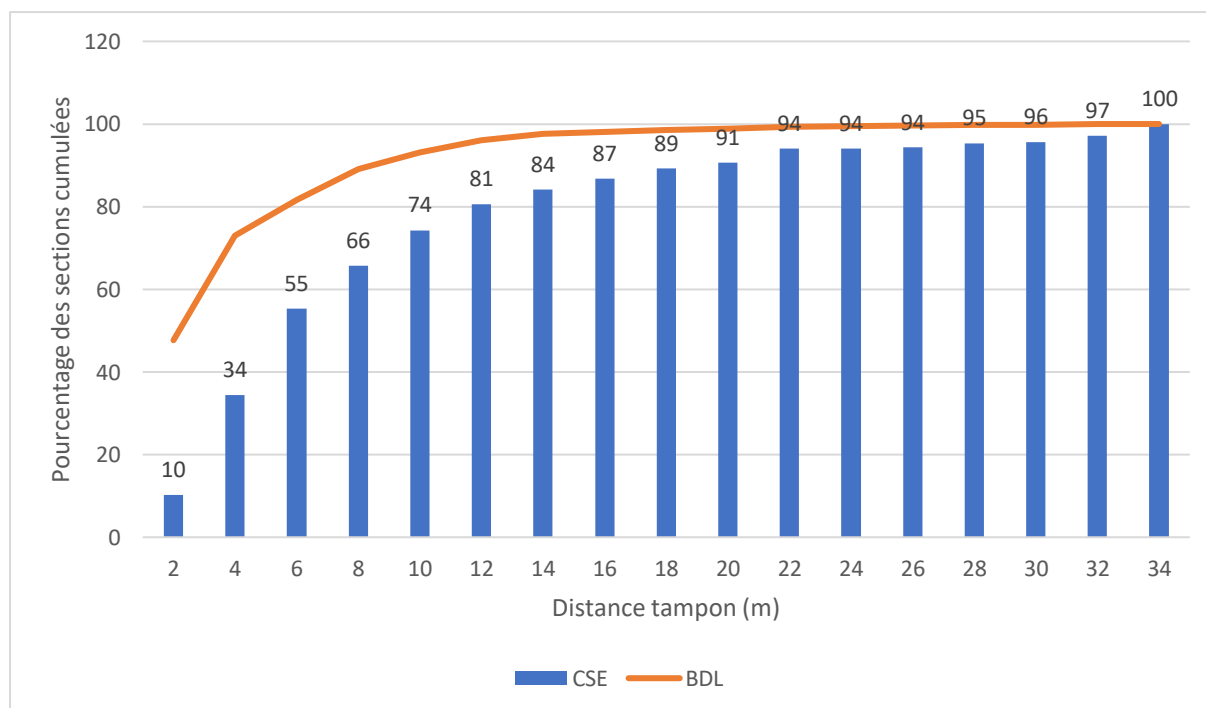


Figure 38 Pourcentage des sections cumulées en fonction de la distance par rapport à la berge pour le site de Court-Saint-Etienne. La courbe en orange représente la tendance observée sur le site du Bois de Lauzelle.

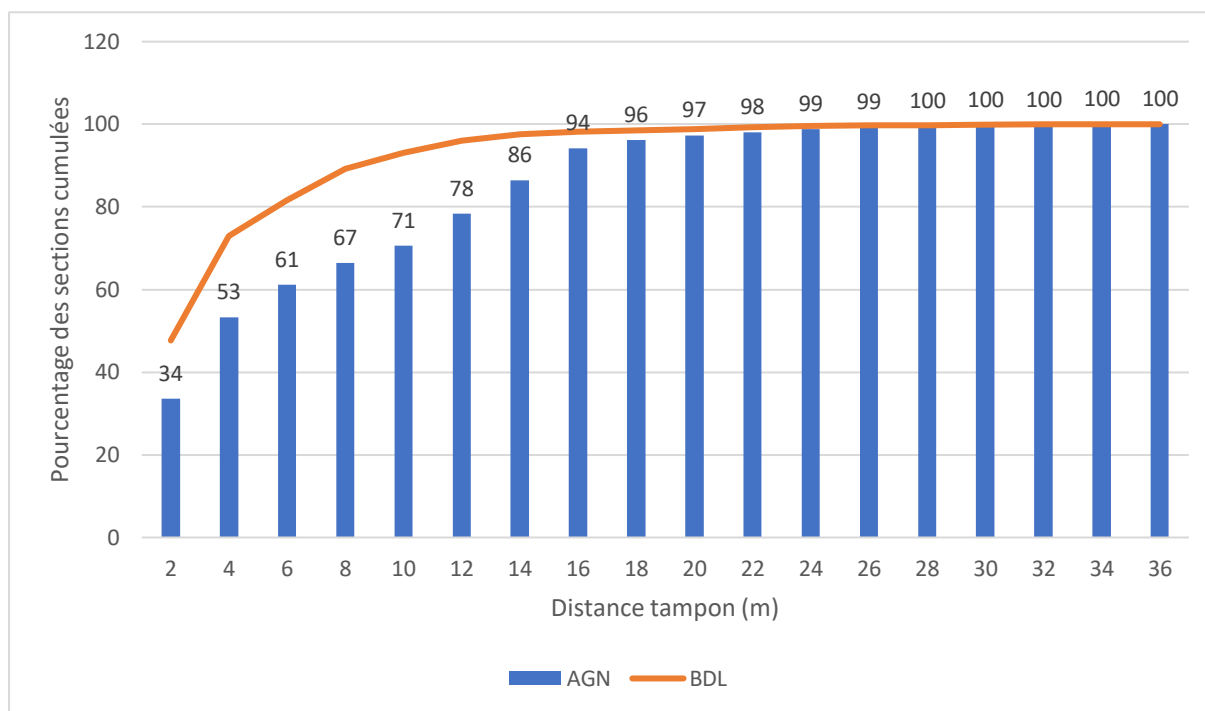


Figure 39 Pourcentage des sections cumulées en fonction de la distance par rapport à la berge pour le site d'Agnissart. La courbe en orange représente la tendance observée sur le site du Bois de Lauzelle.

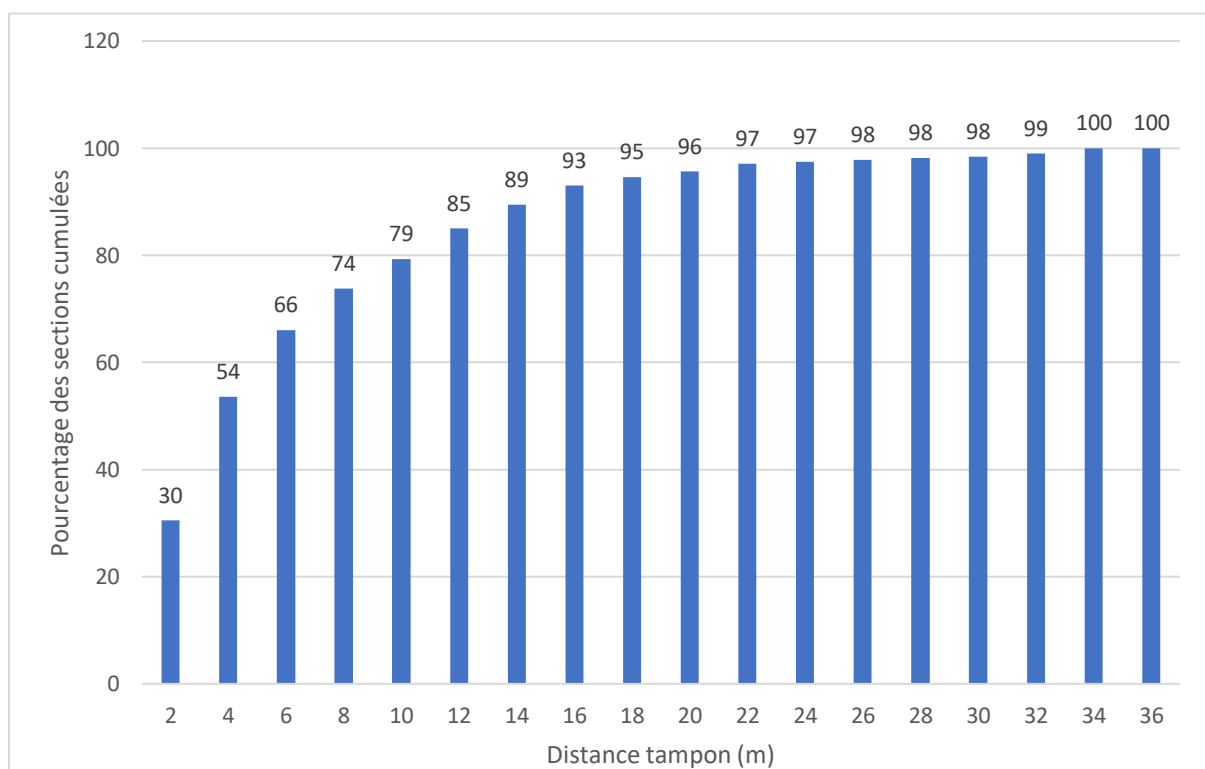


Figure 40 Moyenne des pourcentages de sections cumulées des trois sites en fonction de la distance par rapport à la berge.

10.7 POSITIONNEMENT DES CELLULES DE MESURE SUR LES TROIS SITES

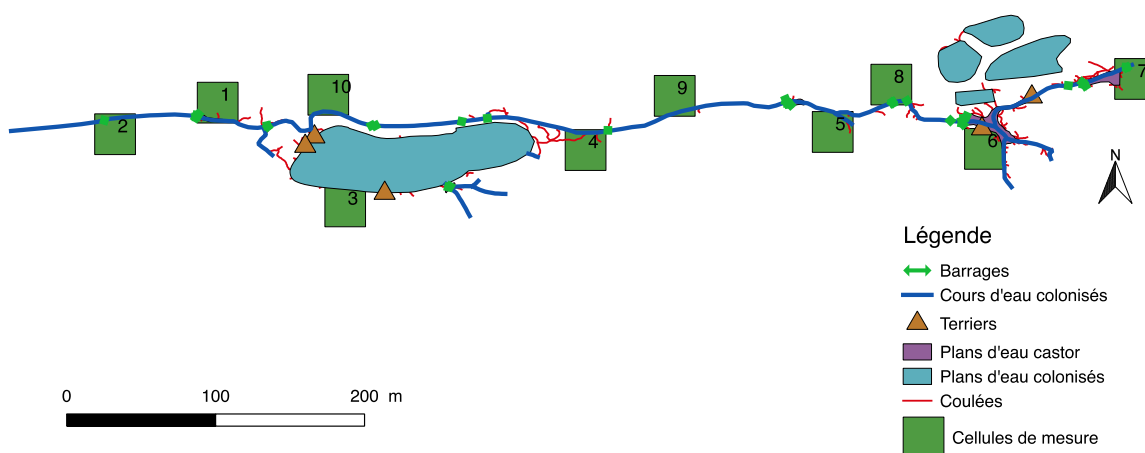


Figure 41 Disposition des cellules de mesure pour le Bois de Lauzelle

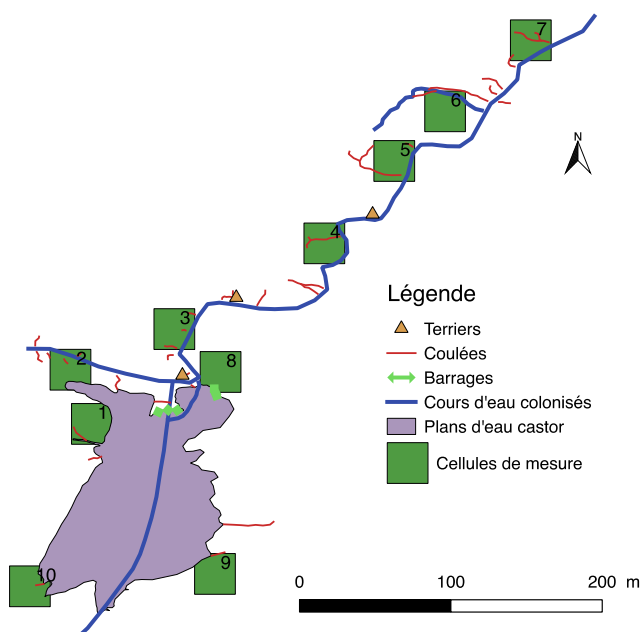


Figure 42 Disposition des cellules de mesure pour le site de Court-Saint-Étienne

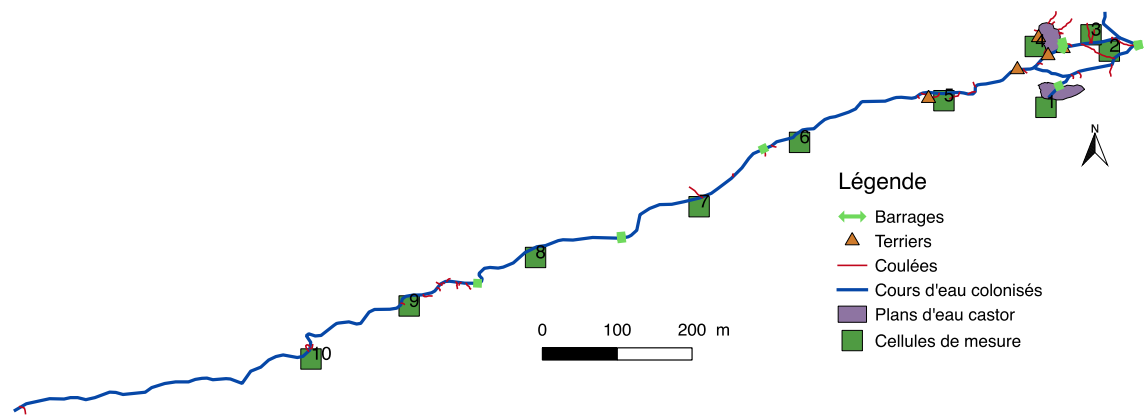


Figure 43 Disposition des cellules de mesure pour le site d'Agnissart

10.8 ÉVOLUTION DU TAUX DE SONDAGE POUR LES TROIS SITES

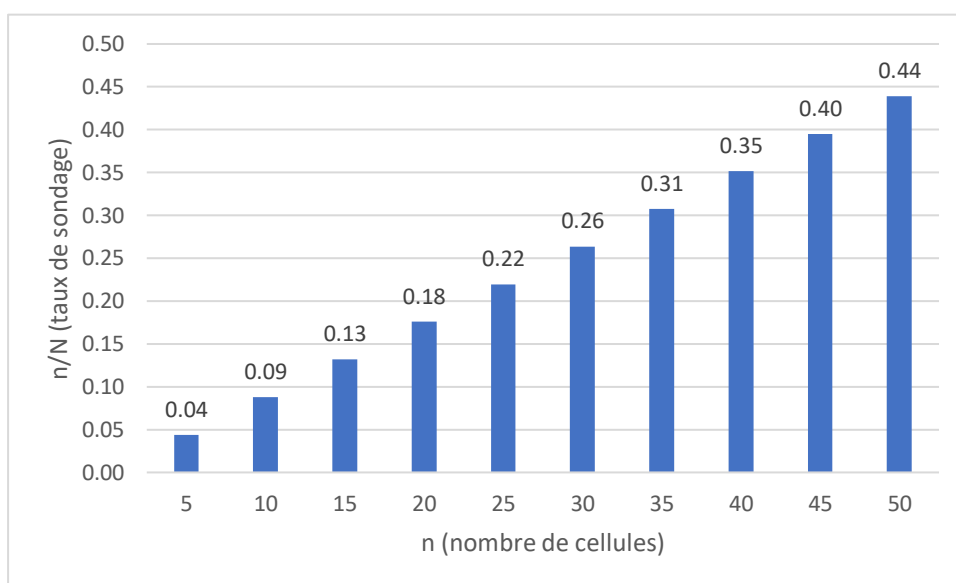


Figure 44 Évolution du taux de sondage en fonction du nombre de cellules pour le site du Bois de Lauzelle

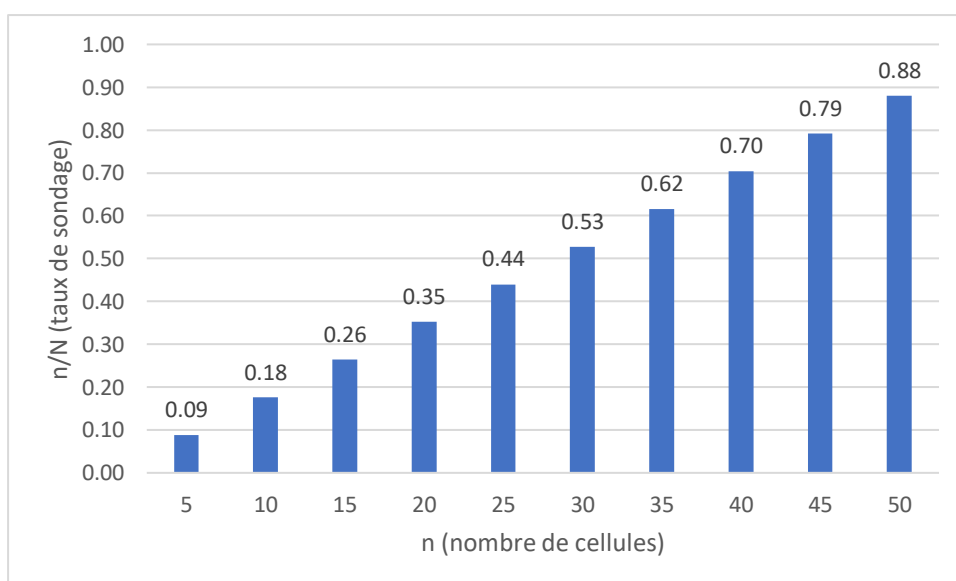


Figure 45 Évolution du taux de sondage en fonction du nombre de cellules pour le site de Court-Saint-Étienne

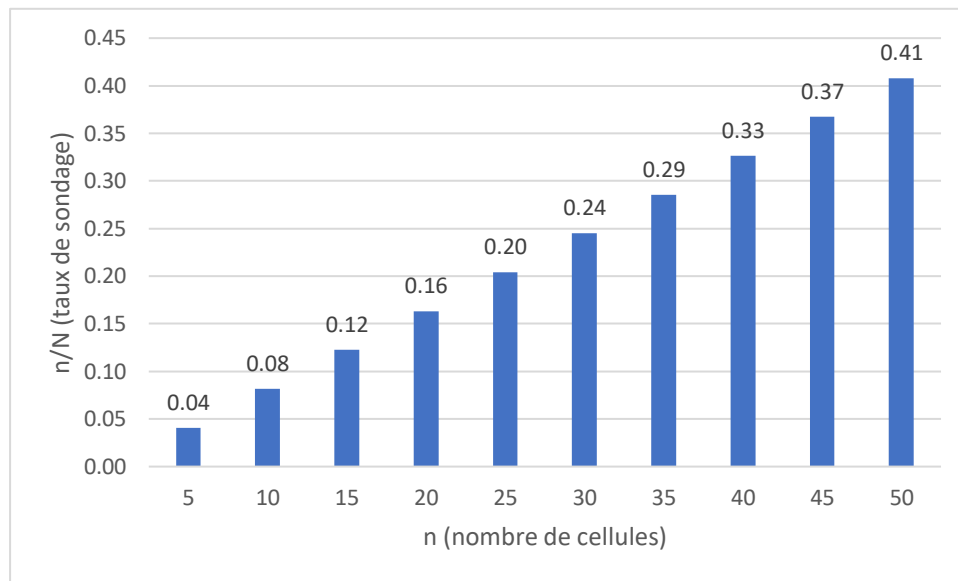


Figure 46 Évolution du taux de sondage en fonction du nombre de cellules pour le site d'Agnissart

10.9 CARACTÉRISTIQUES CARTOGRAPHIQUES DES SITES

Tableau 9 Caractéristiques cartographiques pour le site du Bois de Lauzelle (1). Un barrage entretenu (« entr. ») présente des bois récemment disposés de couleur claire et peu altérés.

	Arbres rongés	Coulées	Barrages
Nb.	1284	121	17
Pourc.	"très récents" 10,67 "récents" 18,85 "vieux" 70,48		"entr." 41,18 "non-entr." 58,82
Tot.		long. (m) 804,88	long. (m) 57,26
Moy. et écart-type	circonf. (cm) 24,09 ± 17,78	long. (m) 6,65 ± 5,87	long. (m) 3,37 ± 3,23 long. "entr." (m) 5,16 ± 4,06 long. "non-entr." (m) 2,11 ± 1,52

Tableau 10 Caractéristiques cartographiques pour le site du Bois de Lauzelle (2). Les plans d'eau « castors » sont ceux engendrés par l'animal tandis que les plans d'eau « colonisés » sont juste occupés par celui-ci.

	Cours d'eau	Plans d'eau
Nb.	10	11
Pourc.	"princip." 10 "second." 90	"castor" 54,55 "colonisés" 45,45
Tot.	long. (m) 1108,22 long. princip. (m) 851,12	surf. (ha) 1,31 surf. "cast."(m ²) 1005,32 périm. (m) 1303,21 périm. "cast." (m) 418,29
Moy. et écart-type	« second. » 28,57 ± 20,29 (m)	surf. « cast. »(m ²) 167,55 ± 207,04 surf. « colon. »(m ²) 2423,44 ± 2986,20

Tableau 11 Caractéristiques cartographiques pour le site de Court-Saint-Étienne (1). Un barrage entretenu (« entr. ») présente des bois récemment disposés de couleur claire et peu altérés.

	Arbres impactés	Coulées	Barrages
Nb.	353	37	2
Pourc.	« très récents » 11,9 « récents » 35,69 « vieux » 52,41		« entr. » 50 « non-entr. » 50
Tot.		Long. (m) 312,56	long. (m) 20,46
Moy. et écart-type	circonf. (cm) 24,33 ± 25,08	long. (m) 8,45 ± 6,82	long. (m) 10,23 ± 1,96 long. "entr." (m) 12,19 ± 0,0 long. "non-entr." (m) 8,27 ± 0,0

Tableau 12 Caractéristiques cartographiques pour le site de Court-Saint-Étienne (2). Les plans d'eau « castors » sont ceux engendrés par l'animal tandis que les plans d'eau « colonisés » sont juste occupés par celui-ci.

	Cours d'eau	Plans d'eau
Nb.	4	1
Pourc.	"princip." 25 "second." 75	"castor" 100 "colonisés" 0
Tot.	long. (m) 701,26 long. princip. (m) 430,9	surf. (ha) 0,71 surf. "cast."(m ²) 7108,63 périm. (m) 567,81 périm. "cast." (m) 567,81
Moy. et écart-type	"second." (m) 90,12 ± 60,78	surf. "cast."(m ²) 7108,63 ± 0,0 surf. "colon."(m ²) 0,0 ± 0,0

Tableau 13 Caractéristiques cartographiques pour le site d'Agnissart (1). Un barrage entretenu (« entr. ») présente des bois récemment disposés de couleur claire et peu altérés.

	Arbres impactés	Coulées	Barrages
Nb.	936	47	6
Pourc.	"très récents" 4,81 "récents" 12,93 "vieux" 82,26		"entr." 50 "non-entr." 50
Tot.		long. (m) 375	long. (m) 34,04
Moy. et écart-type	circonf. (cm) 25,43 ± 20,86	long. (m) 7,98 ± 6,98	long. (m) 5,67 ± 4,24 long. "entr." (m) 9,68 ± 1,81 long. "non-entr." (m) 1,67 ± 0,74

Tableau 14 Caractéristiques cartographiques pour le site d'Agnissart (2). Les plans d'eau « castors » sont ceux engendrés par l'animal tandis que les plans d'eau « colonisés » sont juste occupés par celui-ci.

	Cours d'eau	Plans d'eau
Nb.	4	2
Pourc.	"princip." 25 "second." 75	"castor" 100 "colonisés" 0
Tot.	long. (m) 1390,98 long. princip. (m) 1213,2	surf. (ha) 0,12 surf. "cast."(m ²) 1194,97 périm. (m) 212,75 périm. "cast." (m) 212,75
Moy. et écart-type	"second." (m) 59,26 ± 34,33	surf. "cast."(m ²) 597,49 ± 15,97 surf. "colon."(m ²) 0,0 ± 0,0

10.10 RÉPARTITION DU NOMBRE TOTAL D'ARBRES RONGÉS PAR LES CASTORS ENTRE LES DIFFÉRENTES ESSENCES

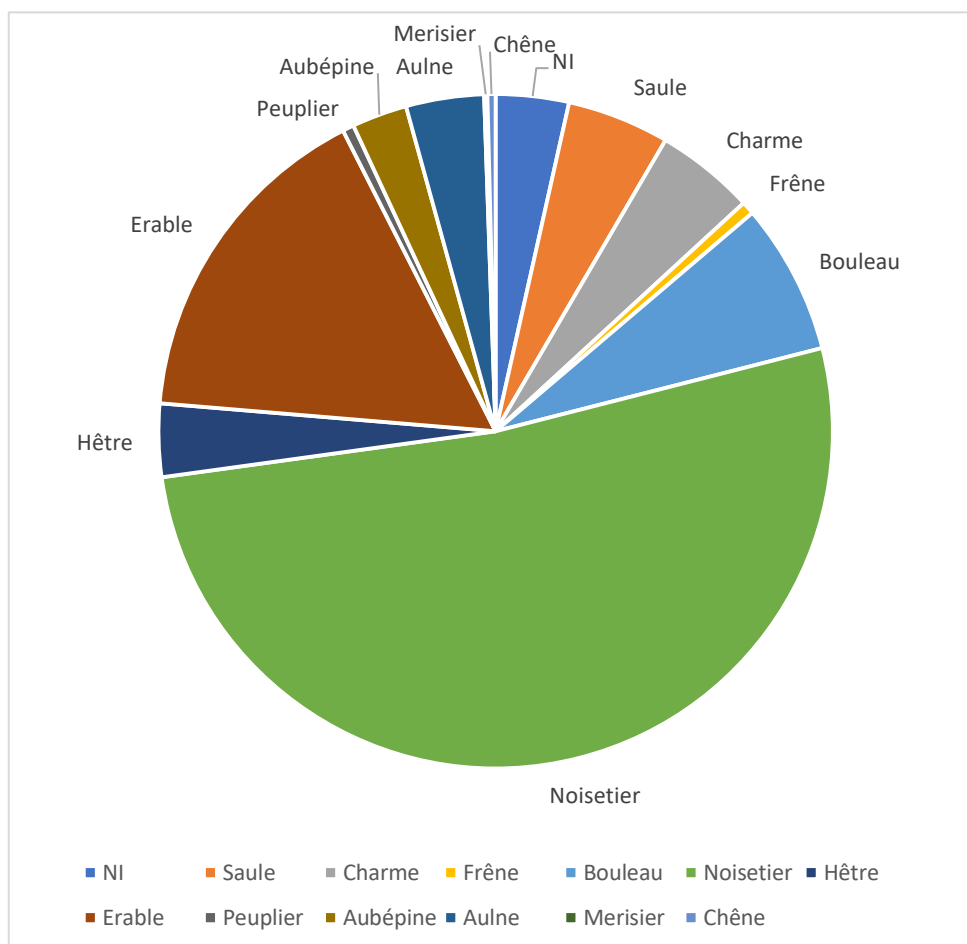


Figure 47 Distribution du nombre d'arbres rongés selon les espèces pour le site du Bois de Lauzelle. « NI » correspond aux souches non-identifiées.

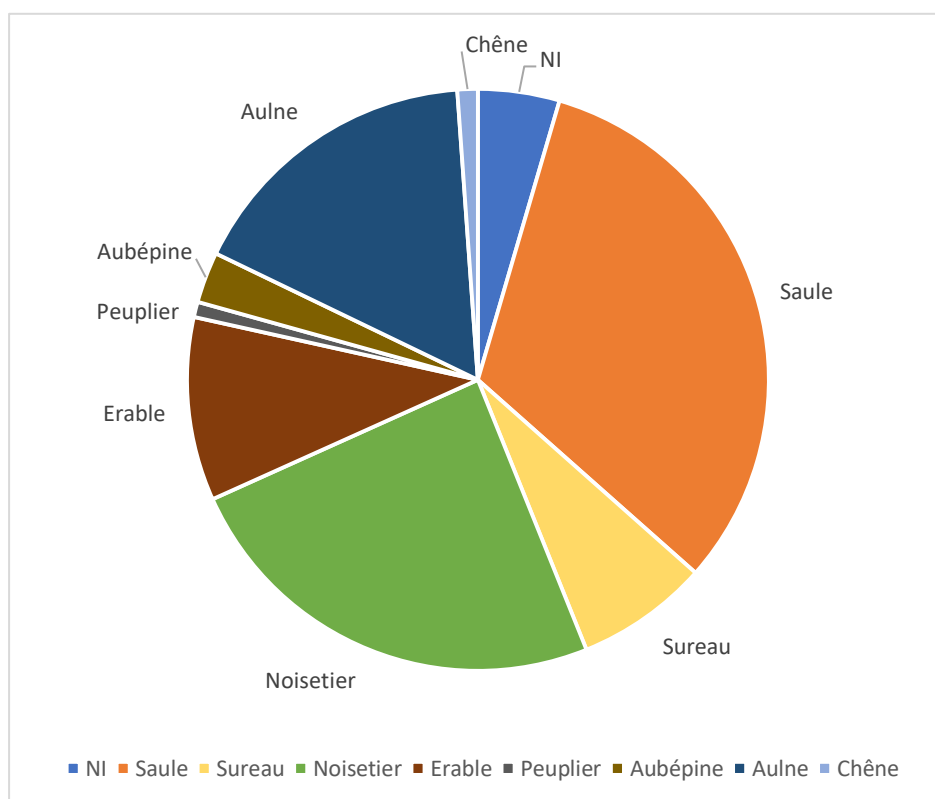


Figure 48 Distribution du nombre d'arbres rongés selon les espèces pour le site de Court-Saint-Étienne. « NI » corresponds aux souches non-identifiées.

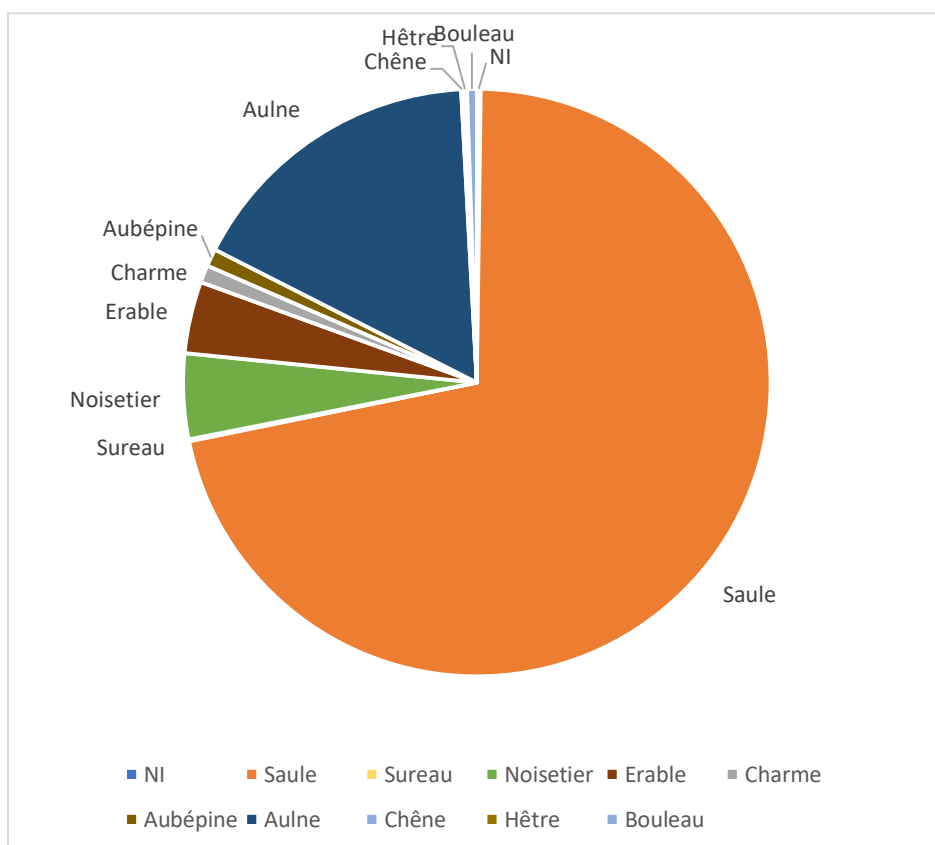


Figure 49 Distribution du nombre d'arbres rongés selon les espèces pour le site d'Agnissart. « NI » corresponds aux souches non-identifiées.

10.11 DISTRIBUTION DES SECTIONS RONGÉES SELON L'ANCIENNETÉ DES DÉGÂTS

Tableau 15 Section rongée totale, moyenne et distribution selon l'ancienneté des dégâts. Ces données reprennent l'ensemble des arbres rongés. Elles ne sont donc pas liées à une surface définie.

Section rongée (m ²)	BDL	CSE	AGN
tot.	9,16	3,43	4,91
pourc. "très récent"	7,65	7,41	22,31
pourc. "récent"	21,48	20,08	21,87
pourc. "vieux"	70,87	72,51	55,82
Moy. et écart-type	0,0071 ± 0,0217	0,0097 ± 0,0462	0,0139 ± 0,0527

10.12 RÉSULTATS DES MESURES PAR CELLULES EN TERMES DE SURFACE TERRIÈRE ET D'OUVERTURE DU COUVERT

Tableau 16 Surface terrière, surface terrière consommée et taux de consommation par cellules pour les différents sites.

	G (m ² /ha)			G rongée (m ² /ha)			% G rongée		
Cellule	BDL	CSE	AGN	BDL	CSE	AGN	BDL	CSE	AGN
1	49,66	36,37	44,88	2,33	0,00	3,48	4,70	0,00	7,76
2	28,82	34,09	28,25	0,58	0,00	9,12	2,01	0,00	32,27
3	67,23	65,64	18,54	3,92	0,00	1,30	5,83	0,00	7,01
4	31,03	13,20	26,86	1,98	1,40	13,41	6,37	10,63	49,91
5	39,96	17,78	8,11	2,18	4,42	0,42	5,45	24,87	5,19
6	24,26	35,50	29,51	1,94	0,45	0,67	8,00	1,26	2,26
7	28,57	6,24	40,43	1,68	3,38	0,23	5,88	54,10	0,57
8	31,45	63,14	23,43	0,00	0,02	1,61	0,00	0,03	6,88
9	27,65	34,02	12,42	0,00	0,12	0,86	0,00	0,36	6,94
10	23,55	62,74	19,60	0,58	0,44	2,41	2,46	0,69	12,28
Moyenne	35,22	36,87	25,20	1,52	1,02	3,35	4,07	9,19	13,11
Écart type	12,98	20,17	10,88	1,17	1,51	4,17	2,63	16,78	14,84

Tableau 17 Taux d'ouvertures du couvert (moyennes et écarts-types ; %) par cellule pour les différents sites (Les écarts-type correspondent à la moyenne des quatre mesures par cellule).

	Bois de Lauzelle		Court-Saint-Étienne		Agnissart	
Cellule	Ouverture	Écart type	Ouverture	Écart type	Ouverture	Écart type
1	8,97	1,63	28,47	15,55	56,55	31,08
2	14,24	5,03	22,43	10,38	24,05	16,94
3	8,91	1,71	7,48	2,31	15,47	1,81
4	21,84	5,35	10,01	4,13	16,90	3,75
5	8,06	2,03	10,66	7,10	49,21	20,82
6	14,17	1,77	11,18	3,37	15,47	7,15
7	10,79	3,18	57,33	24,50	45,31	28,08
8	24,96	14,62	20,80	4,98	28,02	14,46
9	9,56	2,50	5,07	1,23	40,63	15,53
10	11,57	3,28	12,87	2,03	49,21	16,25
Moyenne	13,31	5,47	18,63	14,66	34,08	15,02

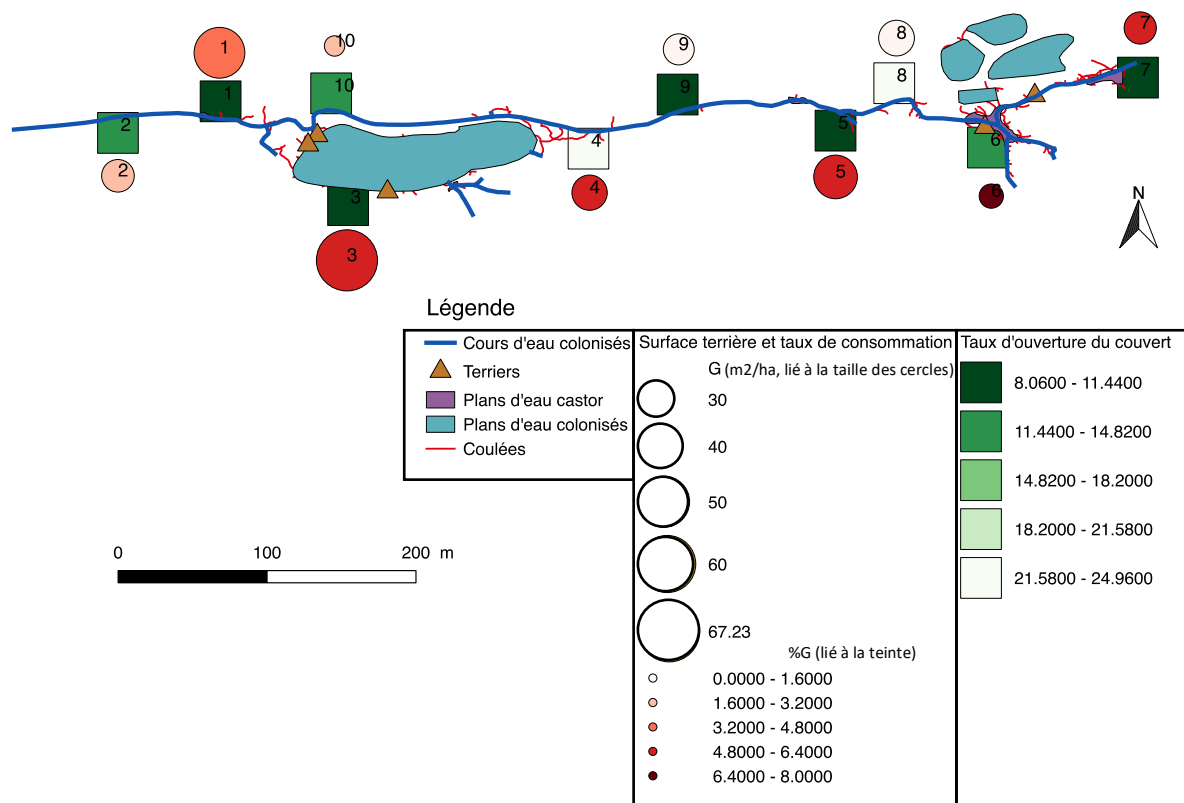


Figure 50 Représentation cartographique de l'éclaircissement, de la surface terrière totale et du taux de consommation dans les cellules installées au Bois de Lauzelle. Le taux d'ouverture du couvert (%) est représenté dans les carrés d'autant plus clairs que l'ouverture est élevée. La surface terrière totale (m²/ha) et le taux de consommation (%) sont représentés par des cercles ; la taille du cercle est proportionnelle à la surface terrière, alors que sa couleur est d'autant plus sombre que le taux de consommation est élevé.

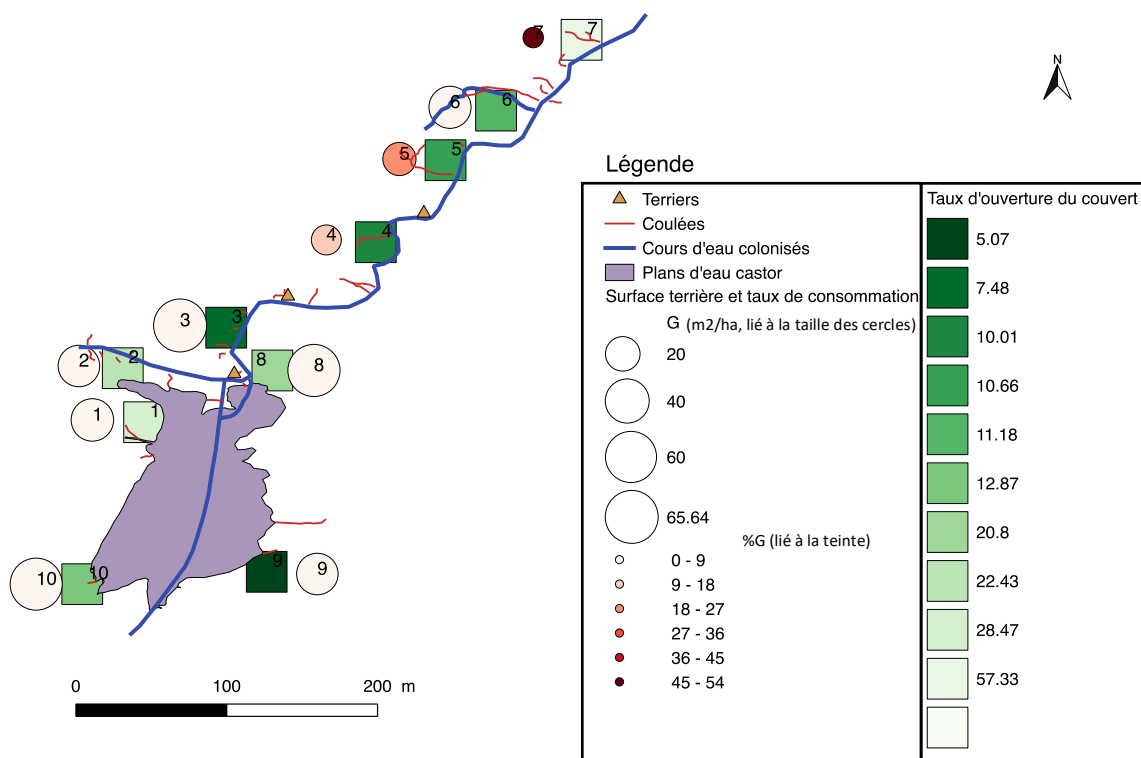


Figure 51 Représentation cartographique de l'éclaircissement, de la surface terrière totale et du taux de consommation dans les cellules installées à Court-Saint-Étienne. Le taux d'ouverture du couvert (%) est représenté dans les carrés d'autant plus clairs que l'ouverture est élevée. La surface terrière totale (m²/ha) et le taux de consommation (%) sont représentés par des cercles ; la taille du cercle est proportionnelle à la surface terrière, alors que sa couleur est d'autant plus sombre que le taux de consommation est élevé.

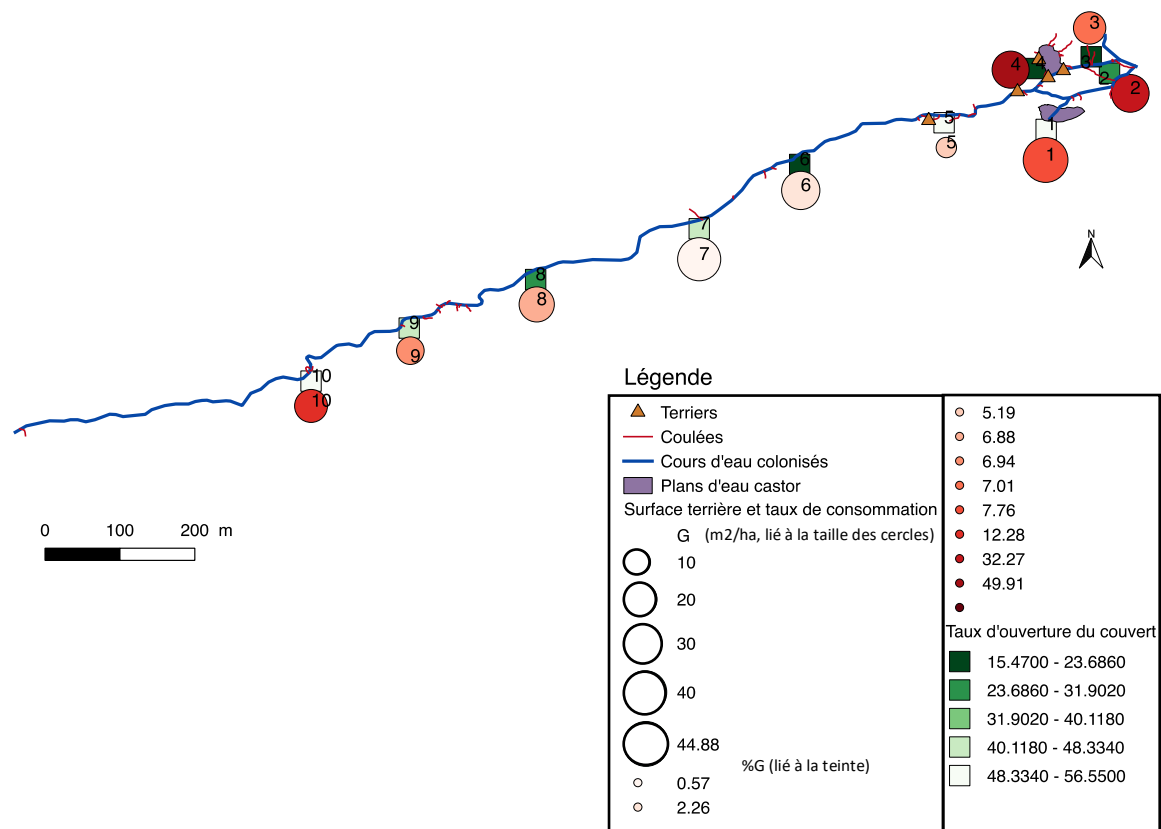


Figure 52 Représentation cartographique de l'éclaircissement, de la surface terrière totale et du taux de consommation dans les cellules installées à Agnissart. Le taux d'ouverture du couvert (%) est représenté dans les carrés d'autant plus clairs que l'ouverture est élevée. La surface terrière totale (m²/ha) et le taux de consommation (%) sont représentés par des cercles ; la taille du cercle est proportionnelle à la surface terrière, alors que sa couleur est d'autant plus sombre que le taux de consommation est élevé.

10.13 BILAN CARTOGRAPHIQUE DE LA RÉCOLTE DE POILS SUR LES TROIS SITES

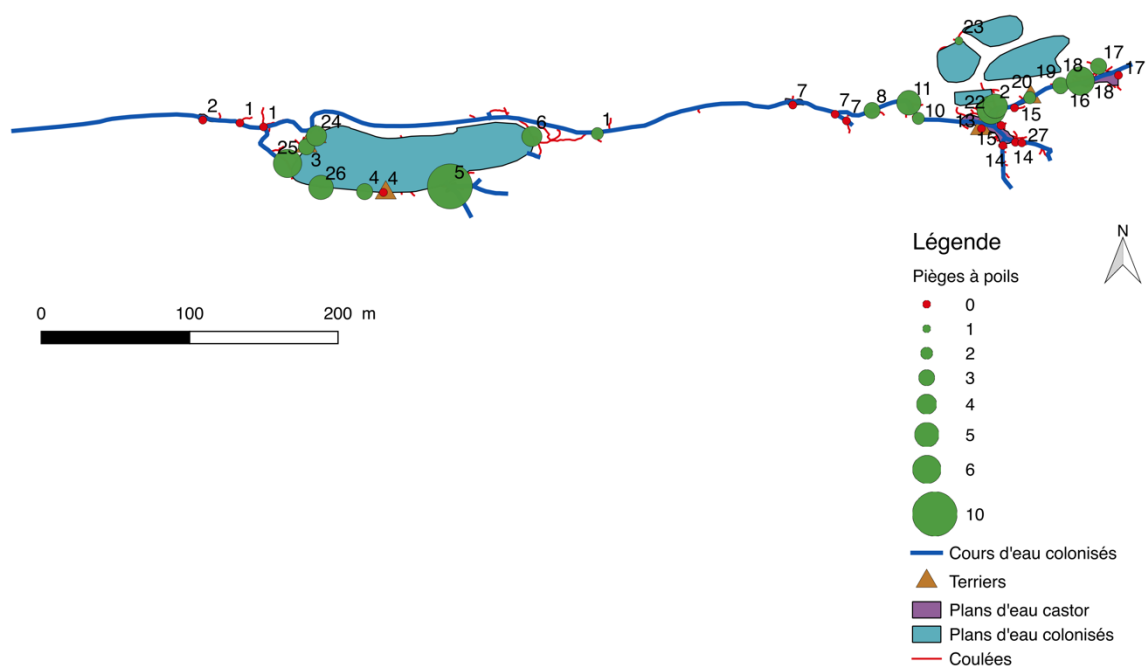


Figure 53 Bilan cartographique de la récolte de poils sur le site du Bois de Lauzelle. Les chiffres correspondent aux numéros des pièges. Les nombres répétés correspondent aux déplacements des pièges.

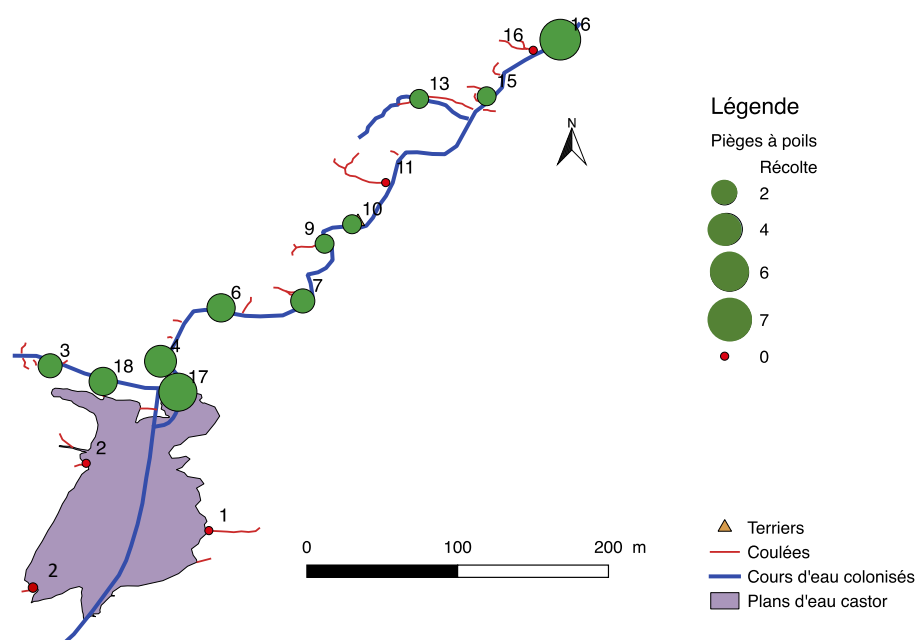


Figure 54 Bilan cartographique de la récolte de poils sur le site de Court-Saint-Étienne. Les chiffres correspondent aux numéros des pièges. Les nombres répétés correspondent aux déplacements des pièges.

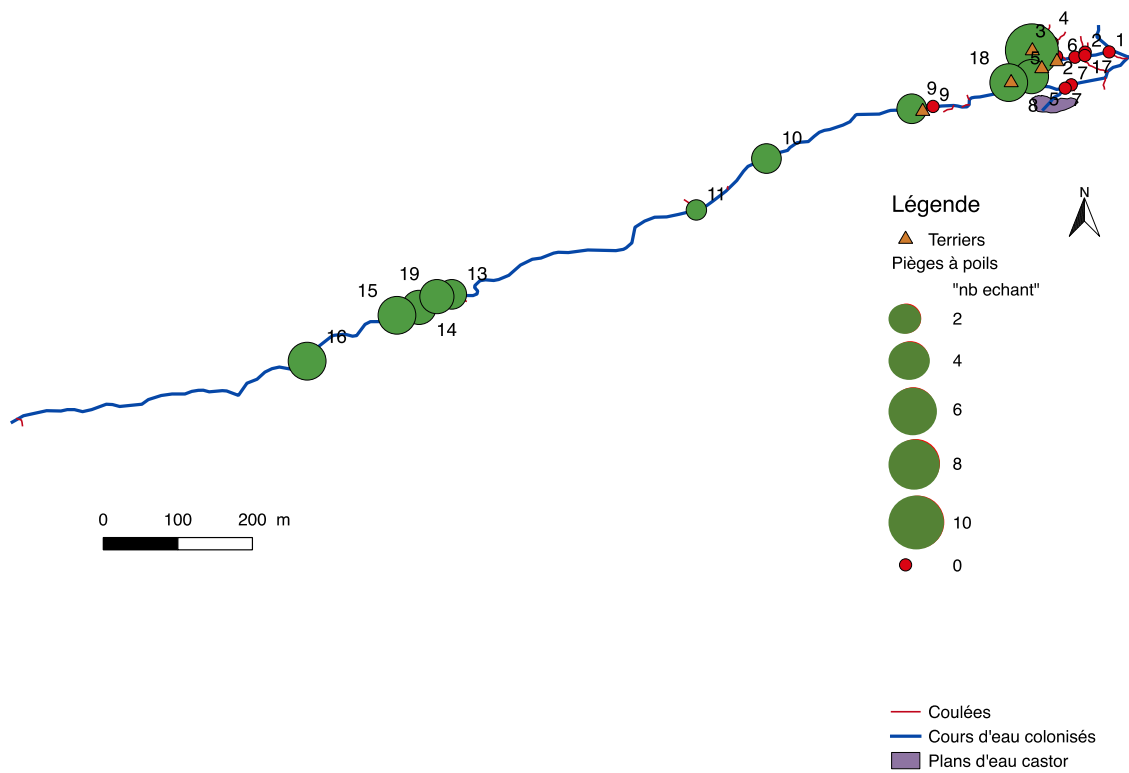


Figure 55 Bilan cartographique de la récolte de poils sur le site d'Agnissart. Les chiffres correspondent aux numéros des pièges. Les nombres répétés correspondent aux déplacements des pièges.

10.14 COMPARAISONS CARTOGRAPHIQUES ENTRE LA RÉCOLTE DE POILS ET LES IMPACTS SUR LA VÉGÉTATION LIGNEUSE

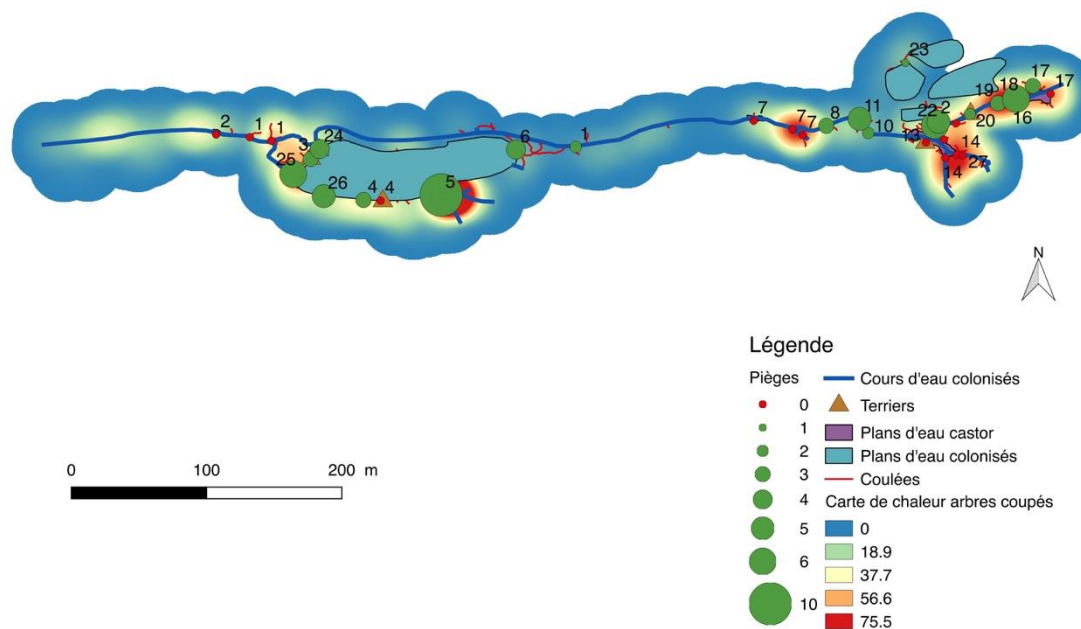


Figure 56a Résultats de la campagne de récolte de poils en superposition avec la carte de fréquentation (heatmap) des arbres rongés (cfr annexe 3) pour BDL. La taille des cercles augmente avec le nombre d'échantillons récoltés sur les pièges.

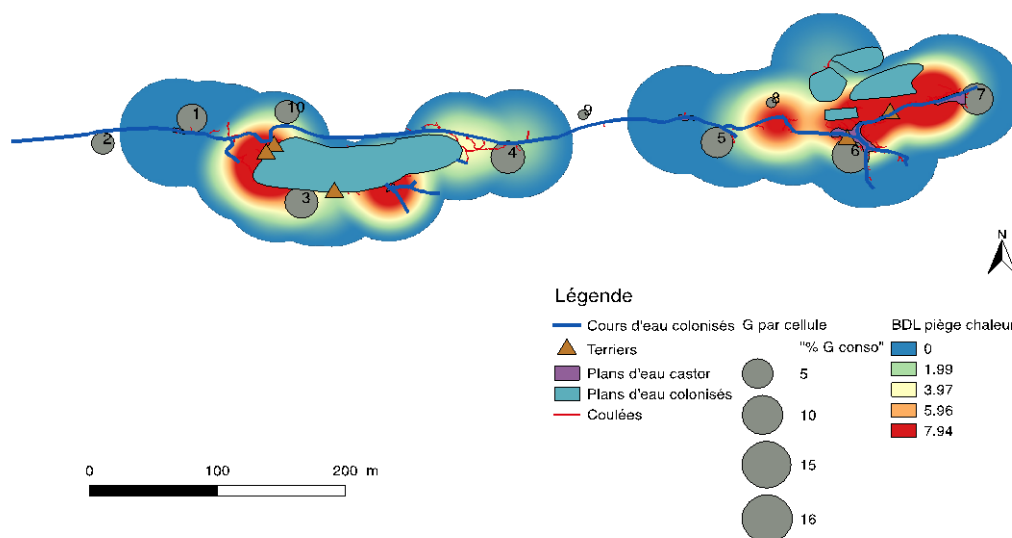


Figure 56b Carte de fréquentation (heatmap) pondérée selon le nombre d'échantillons récoltés sur chaque piège à poils pour BDL. Le taux de consommation de la surface terrière établi pour chaque cellule est représenté selon l'augmentation de la taille des cercles.

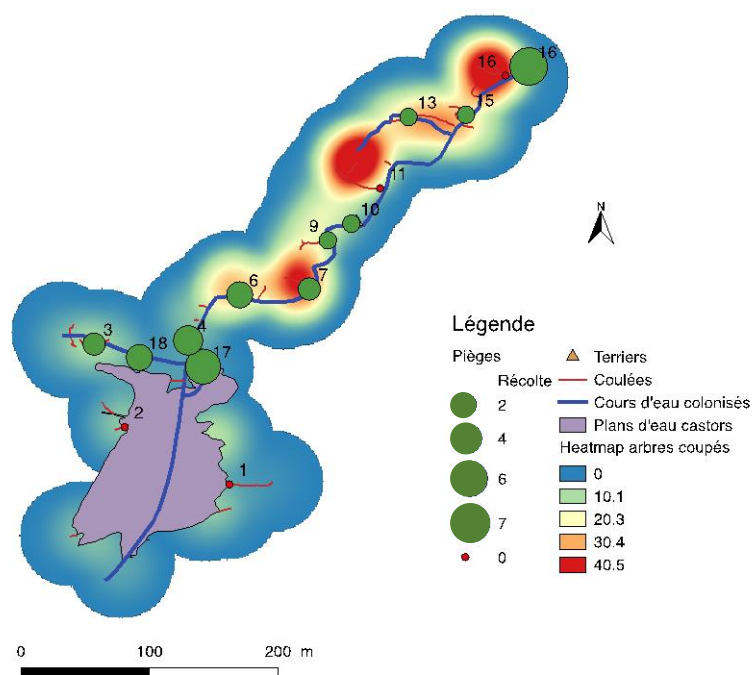


Figure 57a Résultats de la campagne de récolte de poils en superposition avec la carte de fréquentation (heatmap) des arbres rongés (cfr annexe 3) pour CSE. La taille des cercles augmente avec le nombre d'échantillons récoltés sur les pièges.

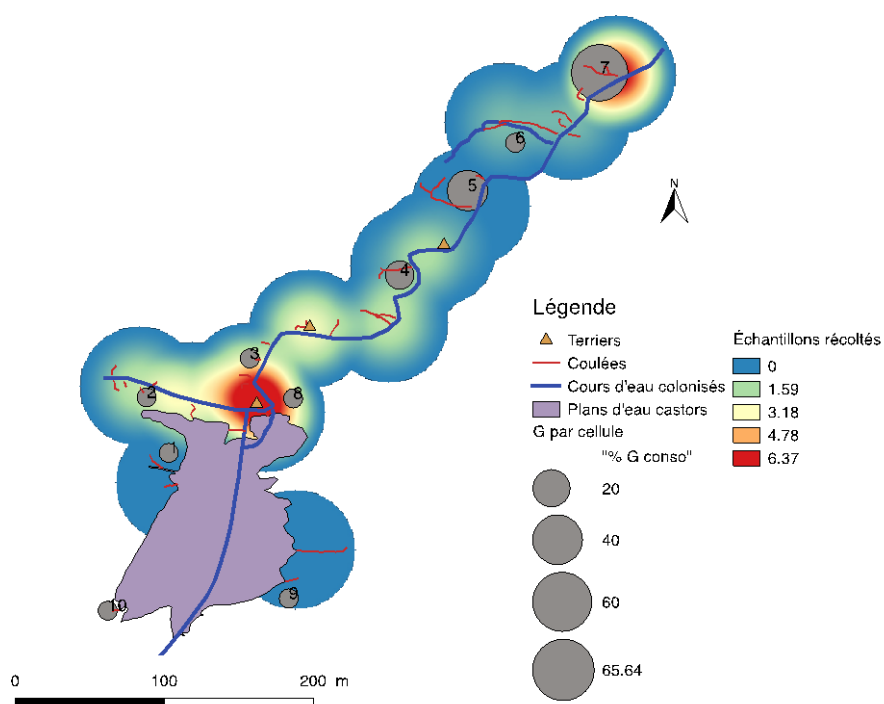


Figure 57b Carte de fréquentation (heatmap) pondérée selon le nombre d'échantillons récoltés sur chaque piège à poils pour CSE. Le taux de consommation de la surface terrière établi pour chaque cellule est représenté selon l'augmentation de la taille des cercles.

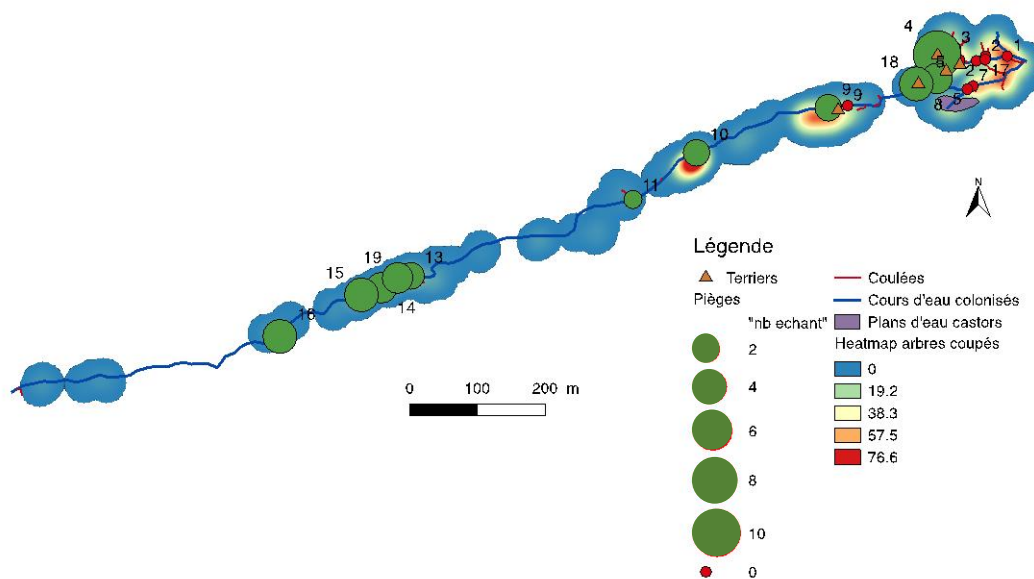


Figure 58a Résultats de la campagne de récolte de poils en superposition avec la carte de fréquentation (heatmap) des arbres rongés (cfr annexe 3) pour AGN. La taille des cercles augmente avec le nombre d'échantillons récoltés sur les pièges.

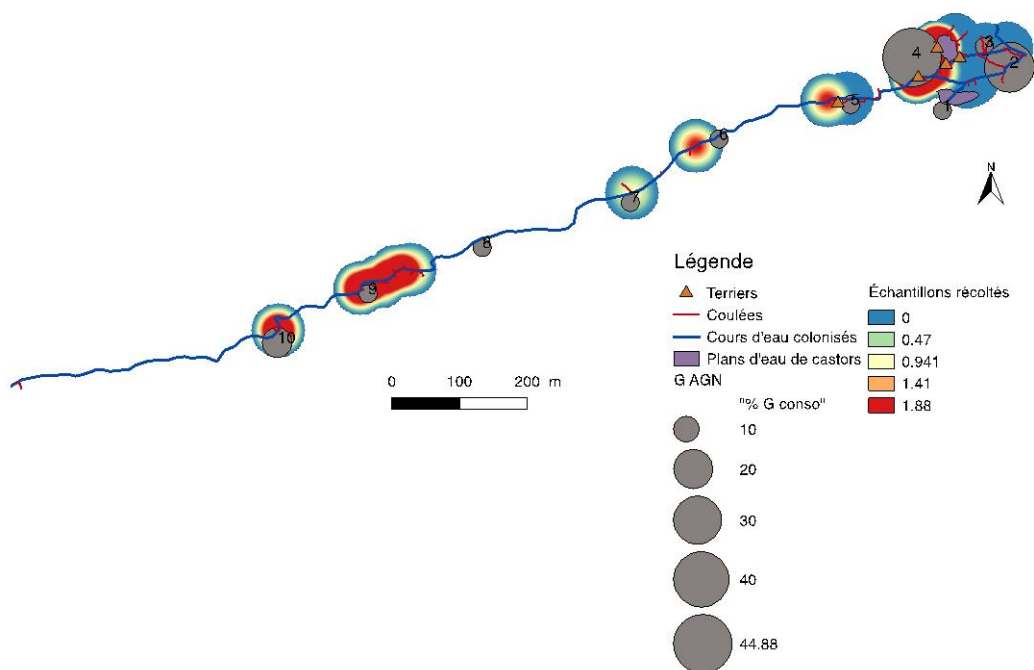


Figure 58b Carte de fréquentation (heatmap) pondérée selon le nombre d'échantillons récoltés sur chaque piège à poils pour AGN. Le taux de consommation de la surface terrière établi pour chaque cellule est représenté selon l'augmentation de la taille des cercles.

10.15 RÉCOLTE DE POILS À CHAQUE PASSAGE ET COMPARAISON AVEC LES ÉVENTUELS SOUS-SITES

Tableau 18 Résultats de récolte à chaque passage pour le site du Bois de Lauzelle. Les cases rouges marquent une récolte positive. Les cases vertes marquent l'installation (« Inst. ») ou le déplacement (« Dép. ») d'un piège. Les pièges sont listés de manière à mettre en lumière les éventuels sous-sites (bleu et jaune, cfr point 6.2.1) et ordonnés selon la date de la première récolte.

BDL	Date	23- mars	27- mars	30- mars	3-avr	6-avr	10- avr	13- avr	17- avr	20- avr	24- avr	27- avr	1-mai
	Passage	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Pièges	P5	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	
	P3	x		x	x								
	P6	x					x					x	x
	P26				Inst.	x	x		x	x	x		
	P4				Dép.	x				x	x		
	P25				Inst.			x	x	x	x	x	x
	P24				Inst.			x			x	x	x
	P1					Dép.						x	x
	P17	x	x							x			
	P18	x		x	x	x						x	x
	P11	x		x			x					x	x
	P22		x	x	x	x			x	x			
	P20		x	x									
	P10		x										x
	P8				x			x		x			
	P19					x						x	x
	P16				Dép.	x						x	
	P2					Dép.	x	x		x	x		x
	P7								Dép.				
	P23											x	
	P13												
	P14				Dép.								
	P15								Dép.				
	P27				Inst.								

Tableau 19 Résultats de récolte à chaque passage pour le site de Court-Saint-Étienne. Les cases rouges marquent une récolte positive. Les cases vertes marquent l'installation (« Inst. ») ou le déplacement (« Dép. ») d'un piège. Les pièges sont listés de manière à mettre en lumière les éventuels sous-sites (bleu et jaune, cfr point 6.2.2) et ordonnés selon la date de la première récolte.

CSE	Date	23- mars	27- mars	30- mars	3-avr	6-avr	10- avr	13- avr	17- avr	20- avr	24- avr	27- avr	1-mai
	Passage	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Pièges	P13				Dép.	x							
	P16					Dép.	x	x	x	x	x	x	x
	P15							x					
	P4	x	x	x			x						
	P6		x					x				x	
	P10				x								
	P17				Inst.	x	x			x	x	x	x
	P3					x					x		
	P9				Dép.	x							
	P7						x	x					
	P18				Inst.			x				x	x
	P2								Dép.				
	P11				Dép.								

Tableau 20 Résultats de récolte à chaque passage pour le site d'Agnissart. Les cases rouges marquent une récolte positive. Les cases vertes marquent l'installation (« Inst. ») ou le déplacement (« Dép. ») d'un piège. Les pièges sont listés de manière à mettre en évidence les éventuels sous-sites (bleu et jaune, cfr point 6.2.3) et ordonnés selon la date de la première récolte. Certains pièges étaient vandalisés (« Vand. ») lors du 8^{ème} passage.

AGN	Date	23-mars	27-mars	30-mars	3-avr	6-avr	10-avr	13-avr	17-avr	20-avr	24-avr	27-avr	1-mai
	Passage	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Pièges	P4	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
	P8		x		x				x				
	P10		x					x					
	P18				Inst.	x	x	x	x				
	P9					Dép.		x			x		
	P5								Dép.	x	x	x	
	P6								Dép.			x	
	P11											x	
	P1								Vand.	/	/	/	/
	P2								Vand.	/	/	/	/
	P3								Vand.	/	/	/	/
	P7								Dép.				
	P17				Inst.				Vand.	/	/	/	/
	P15	x	x		x			x					
	P16		x		x	x				x			
	P14				x		x						x
	P19				Inst.	x			x	x			
	P13					x			x				

Approches dendrométriques et génétiques en vue de l'estimation des populations de *castor sp.* en Wallonie

Thomas Rutsaert

Le récent retour du castor en Brabant-Wallon introduit de nouveaux enjeux dans la gestion des ripisylves et des milieux aquatiques. En effet, ce rongeur recolonise des écosystèmes perturbés par la présence de l'homme. Ainsi, le manque d'habitats et l'inadéquation de certains d'entre eux laissent craindre pour l'avenir de l'espèce dans la province.

Afin d'estimer les populations du rongeur, 51 pièges à poils sont déployés le long de trois sites différents sur le bassin versant de la Dyle. 12 récoltes étalées sur 44 jours ont permis de récupérer 184 échantillons de poils. Avec une récolte moyenne de 0,083 échantillons par jour par piège, cette méthode a présenté une efficacité acceptable au vu de la dimension des sites. L'analyse génétique des échantillons récoltés n'a pas pu être réalisée lors de la clôture de ce travail.

L'étude dendrométrique des impacts du castor met en évidence la tendance de celui-ci à ronger préférentiellement les arbres de plus petites dimensions. Ainsi, si en moyenne, 6% de la surface terrière totale est rongée, ce taux atteint presque 23% du nombre d'arbres total. L'animal sélectionne également les essences qu'il consomme en fonction de la disponibilité de celles-ci. Des mesures d'ouverture du couvert forestier permettent d'obtenir des informations sur les sites mais ne semblent pas suffisamment liées aux arbres rongés par les castors pour être exploitées à ce niveau.

Dans ce travail, le site du Bois de Lauzelle est présenté comme un « site idéal » et permet d'observer, par comparaison, les perturbations et les dégradations rencontrés sur les deux autres sites. L'observation détaillée des trois sites conforte l'hypothèse selon laquelle certains sites optimaux assureraient la cohabitation de plusieurs familles de castors à travers l'existence de sous-sites. La validation de cette hypothèse impliquerait de revoir l'actuel système d'évaluation des populations de castor en Wallonie.

La répétition régulière des mesures proposées dans de ce travail assurerait le suivi temporel des sites étudiés et pourrait fournir une estimation intéressante de l'évolution des populations.