

Chapitre 2 : Développement d'un protocole de caractérisation avancée des plastiques récupérés au centre de tri

2.1 Introduction

Cette recherche avait pour objectif de faire une caractérisation avancée, en plusieurs volets, des plastiques mélangés en provenance de la collecte sélective. Une attention particulière a été accordée à deux polymères, le PS rigide et le PVC. Ceux-ci sont présentement très peu recyclés et forment des flux de matière particulièrement hétérogènes, constitués à la fois d'objets durables (jouets, appareils et autres) et d'emballages à utilisation unique. Une campagne de caractérisation a été complétée, avec une masse totale échantillonnée de 374,25 kg répartie sur 10 mois. Tous les polymères étudiés se retrouvaient parmi les plastiques mélangés (#3 à #7) récupérés par le centre de tri de Gaudreau Environnement Inc., et ont été isolés par un procédé mécanisé de tri optique. La composition du flux en polymères a été étudiée par spectroscopie proche infrarouge (near infrared, ou NIR) et par inspection visuelle. Les différents types d'emballages présents dans le flux ont été recensés visuellement et triés afin d'évaluer la diversité des grades de plastique aux différentes propriétés physico-chimiques. En laboratoire, des échantillons représentatifs ont été prélevés et homogénéisés. Les impuretés présentes dans les échantillons ont été caractérisées par thermogravimétrie. Les informations recueillies ont servi à dresser un portrait de la qualité de ces plastiques pour fins de recyclage.

2.2 Matériaux et méthodes

2.2.1 Matériaux

Six échantillons représentatifs (A, B, C, D, E, F) du flux des plastiques rigides mélangés (#3 à #7) (Voir figure 2.1) ont été prélevés au centre de tri de Gaudreau Environnement Inc., à Victoriaville. Chaque échantillon avait un poids minimal de 57 kg, et la masse totale des plastiques prélevés pour cette étude était de 374,25 kg.

Tableau 2.1 : Identification, date de prélèvement et masse des échantillons.

	A	B	C	D	E	F
Dates	2015-04-20	2015-04-28	2015-10-20	2015-10-28	2016-02-03	2016-02-05
Masse	77,45 kg	66,08 kg	58,74 kg	57,05 kg	57,97 kg	56,96 kg

Des unités de tri optique (Eagle Vizion, Sherbrooke OEM) ont été utilisées pour séparer les emballages et les contenants (entiers ou en fragments) de PS et de PVC par éjection vers le haut (Figure 2.1). Ainsi, six fractions ont été générées pour chaque échantillon.

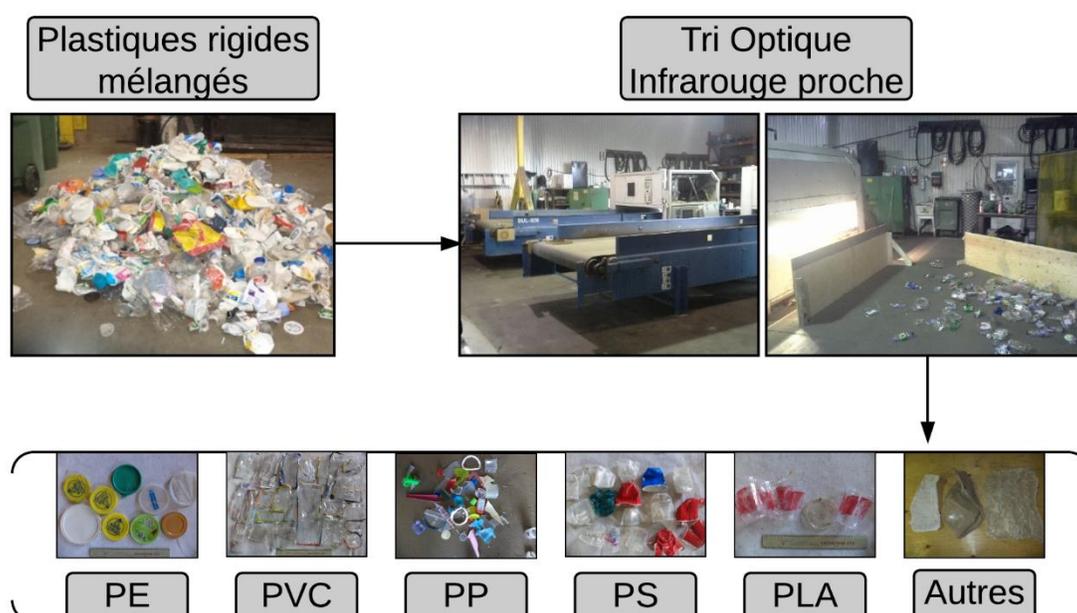


Figure 2.1 : Extraction des différents polymères à partir des plastiques mélangés, par tri optique NIR. Photos de l'auteur.

2.2.2 Composition en polymères

Chaque article éjecté a été inspecté et classé individuellement afin de déterminer s'il s'agissait d'un contaminant et calculer un taux de pureté à l'éjection. Les composantes attachées aux emballages (bouchons, étiquettes) n'ont pas été retirées de ceux-ci, peu importe leur nature, afin de simuler de façon réaliste un procédé industriel à fort débit. Le spectromètre NIR intégré à l'unité de tri optique a été utilisé pour identifier le polymère

principal de l'emballage. D'autres techniques analytiques de terrain ont été utilisées pour les articles foncés qui ne pouvaient pas être détectés par le spectromètre, comme le test de la flamme ou de la flottation dans une solution de densité connue. Tous les thermoplastiques n'appartenant pas aux familles PP, PE, PS, PVC ou PLA ont été catégorisés dans la fraction « Autres ».

2.2.3 Grades de plastiques

Les emballages et contenants d'une même famille de polymère ont été triés manuellement en fonction de leur grade : moulé par injection, moulé par soufflage ou thermoformé. Les articles moulés par injection étaient identifiables par la présence d'un site d'injection, tandis que les bouteilles étaient moulées par soufflage, et les articles thermoformés étaient caractérisés par une épaisseur de paroi uniforme et inférieure à 500 microns. Ces observations ont été complétées et validées par une revue des procédés industriels utilisés chez certains manufacturiers. Une quatrième catégorie, nommée « non-visés », a regroupé tous les articles qui n'étaient pas des emballages à usage unique, et par conséquent n'étaient pas visés par le programme de collecte sélective résidentielle. Plusieurs techniques de manufacture se retrouvent dans cette catégorie (Figure 2.2). Les fragments qui n'ont pu être classés selon cette méthode n'ont pas été comptabilisés, mais représentaient un faible pourcentage de la masse totale des échantillons (moins de 0,3%).

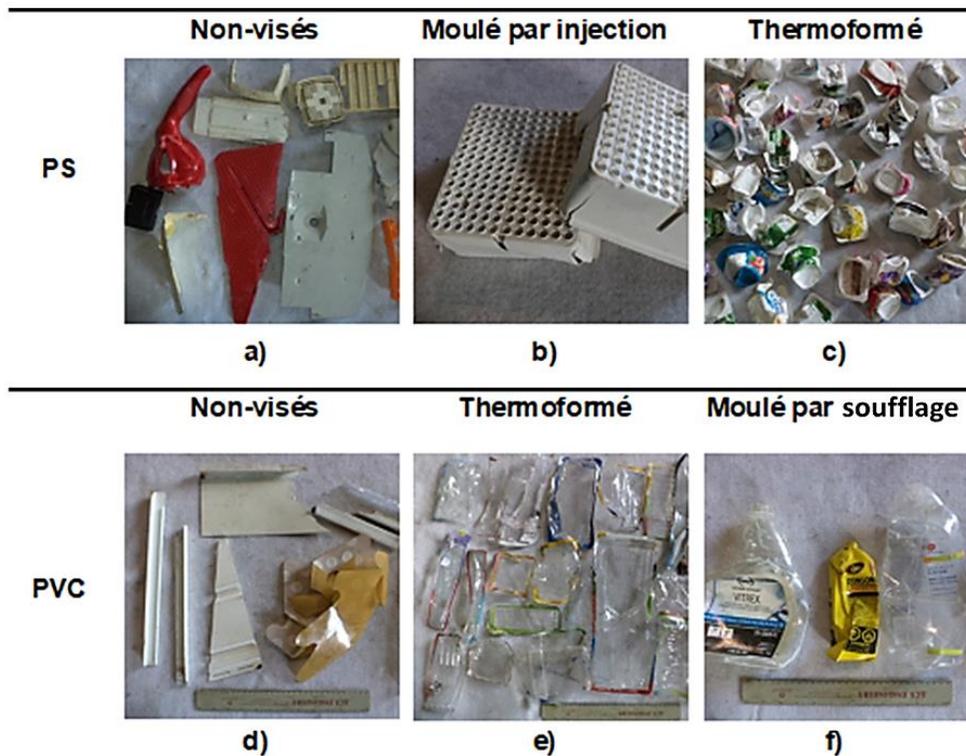


Figure 2.2 : Exemples d'articles durables, moulés par injection, thermoformés et moulés par soufflage : a) fragments d'électroménagers, b) boîtiers de pipettes, c) pots de yogourt, d) matériaux de construction, e) emballage de type «blister», f) bouteilles.

2.2.4 Caractérisation en laboratoire

Les fractions triées par polymère ont été broyées dans un granulateur à couteaux rotatifs (Sterling 1hp) muni d'un tamis de diamètre nominal de 4,7 mm. Afin d'affiner la granulométrie, environ 1 kg de flocons granulés de chaque fraction a été pulvérisé à l'aide d'un broyeur à mèche verticale, générant une poudre dont les particules avaient une taille moyenne d'environ 2,5 mm. Ensuite, 30 g de poudre pulvérisée ont été homogénéisés dans un mélangeur chauffant (Brabender Internal Mixer).

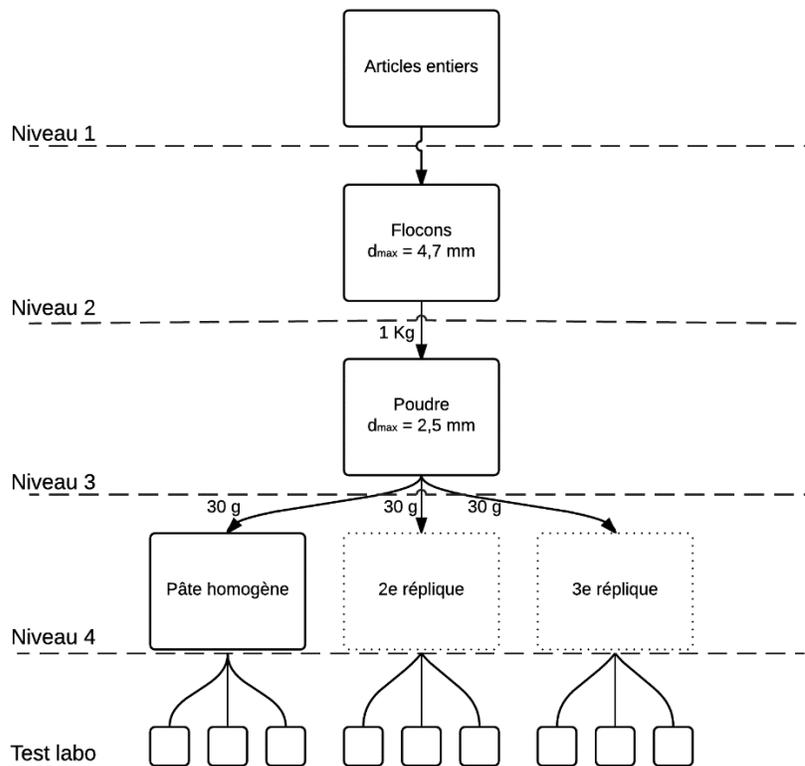


Figure 2.3 : Méthode d'homogénéisation employée pour générer les échantillons de laboratoire.

Les résultats d'une étude sur la représentativité des échantillons homogénéisés peuvent être consultés en Annexe 1. La méthode d'homogénéisation employée semble générer, à partir d'une même fraction au niveau 2, plusieurs sous-échantillons (niveaux 3 et 4) aux propriétés qui ne sont pas statistiquement différentes. On peut donc conclure que ces méthodes conviennent pour assurer la représentativité des échantillons de laboratoire homogénéisés à partir d'une fraction hétérogène de plusieurs kilogrammes (Niveau 1).

Les analyses de densité ont été réalisées sur des échantillons d'environ 30 g homogénéisés au niveau 3. Ceux-ci ont été pesés sur une balance analytique et leur volume apparent a été mesuré à l'aide d'un pycnomètre à hélium (AccuPyc II 1340, Micromeritics) selon la norme standard ASTM D5550 «Standard Test Method for Specific Gravity of Soil Solids by Gas Pycnometer» [39]. Trois répliques ont été effectuées pour chaque échantillon.

L'analyse de la contamination par des matières indésirables a été réalisée par thermogravimétrie (TGA) sur des échantillons homogénéisés (niveau 4) de 20-40 mg. La

TGA consiste à chauffer progressivement un échantillon et à enregistrer sa masse en temps réel. La volatilisation d'une partie de l'échantillon à une certaine température provoque une perte de masse. Cette technique permet d'évaluer quantitativement la composition relative d'un échantillon en fonction des propriétés thermiques de ses parties. Les échantillons ont été progressivement chauffés à un taux de 10°C/min dans un four à thermogravimétrie (Q5000 TGA, TA Instruments), et leur masse enregistrée en temps réel. Le premier point d'analyse à 200°C (atmosphère inerte) donnait la perte de masse due à la présence de produits hautement volatils dans l'échantillon. Un deuxième point, mesuré à 600°C (atmosphère inerte) donnait la perte de masse principale due à la pyrolyse des polymères dans l'échantillon. À partir de 600°C, l'échantillon entrait en contact avec de l'oxygène pour initier la combustion des résidus à base de carbone, et un troisième point d'analyse à 750°C donnait la masse restante de l'échantillon, qui correspondait aux résidus inorganiques.

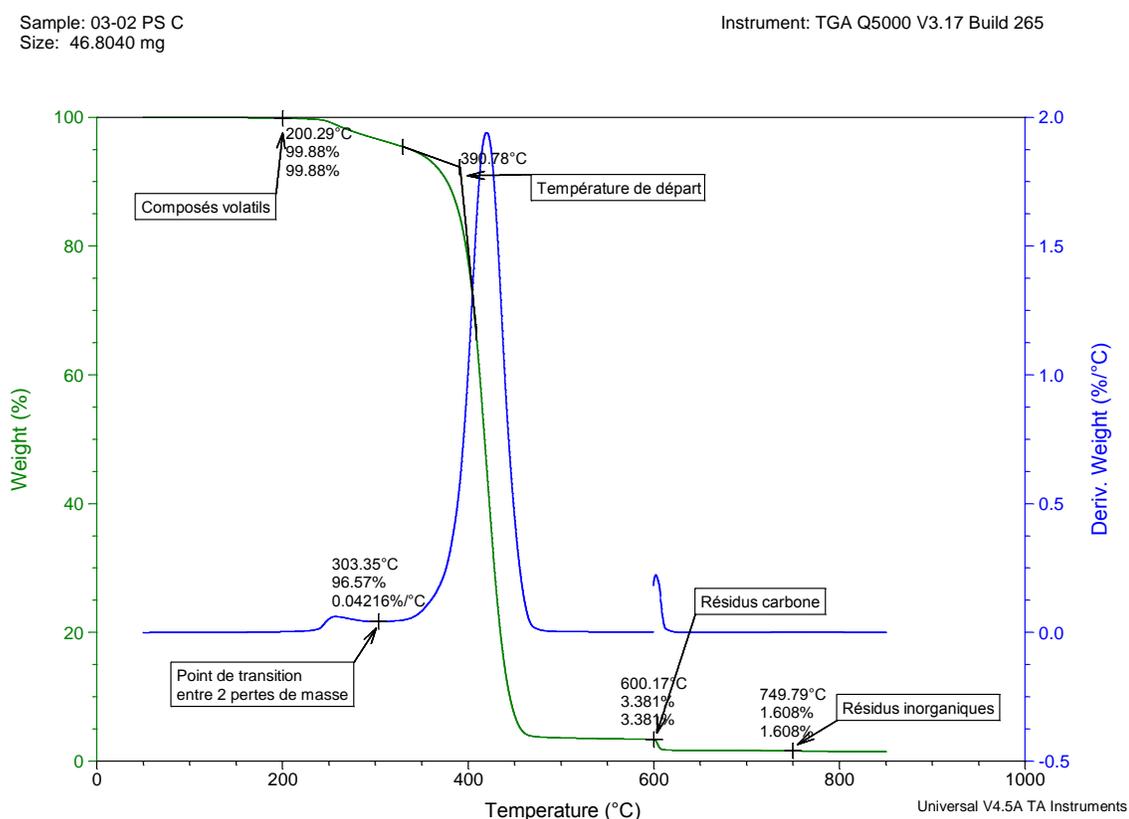


Figure 2.4 : Exemple de courbe de décomposition thermique (vert) et de sa dérivée (bleu) avec points d'analyse (fraction PS).

Pour la plage de température comprise entre 200-600°C, différents paliers de décomposition ont été délimités à l'aide de la dérivée de la courbe de décomposition thermique (figure 2.4). Le minimum entre deux pics de perte de masse a été isolé et servait à délimiter les paliers, selon une méthode proposée dans la littérature [40]. Les bornes des paliers de dégradation principaux, qui correspondaient à la pyrolyse des plastiques, ont également été validées à l'aide de valeurs rapportées dans la littérature et résumées au tableau 2.2 [41]. À titre d'exemple, le PS vierge se décompose normalement à partir de 302°C. Le PVC se décompose en deux paliers, à 227°C et à 360°C environ. La plupart des polymères se décomposent entre 250°C et 550°C. L'hémicellulose présente dans les étiquettes de papier commence à se décomposer vers 200°C.

Tableau 2.2 : Températures initiales de dégradation du matériel à l'étude

Matériel	T initiale (°C)	Source
PP	302	[41] ¹
PE	292	[41] ¹
PS	302	[41] ¹
PVC	227 ²	[41] ¹
PLA	275	[42]
Hémicellulose	202 à 262 ³	[41] ¹

¹Perte mesurée d'environ 1% de la masse initiale, taux de chauffe 10°C/min, atmosphère inerte N₂.

²Le PVC se décompose en deux paliers. Le deuxième débute à environ 360°C.

³Il s'agit de la plage de décomposition (température initiale et finale). L'hémicellulose est la composante la moins stable du papier, suivie par la cellulose et la lignine.

2.3 Résultats et discussion

2.3.1 Caractérisation du flux de plastiques mélangés

2.3.1.1 Composition en polymères

La composition en polymères des échantillons est illustrée aux figures 2.5 et 2.6. Les polymères les plus importants dans les plastiques mélangés #2-#7 sont, dans l'ordre, le PP, le PE, le PS, le PVC, Autres et le PLA.

Les coefficients de variation calculés pour chaque polymère sur une moyenne de 6 échantillons diminuent proportionnellement à la concentration du polymère dans le flux de matière (figure 2.7). La stratégie d'échantillonnage a permis d'obtenir des coefficients de variation inférieurs à 15% pour les 4 familles de polymères les plus importantes : PP, PE, PS, PVC pour une masse échantillonnée d'environ 320 kg.

Les échantillons prélevés à intervalles rapprochés (A et B, C et D et E et F) ne présentent pas plus de similarités entre eux que des échantillons prélevés à plusieurs mois d'intervalle. Ceci mène au constat que le flux des plastiques mélangés varie peu dans le temps. Les fractions PLA et Autres, auxquelles appartiennent les plastiques émergents, constituent en moyenne 3,28% du flux (Autres : moyenne = 2,91%, max = 4,17%, PLA : moyenne = 0,37%, max = 0,65%).

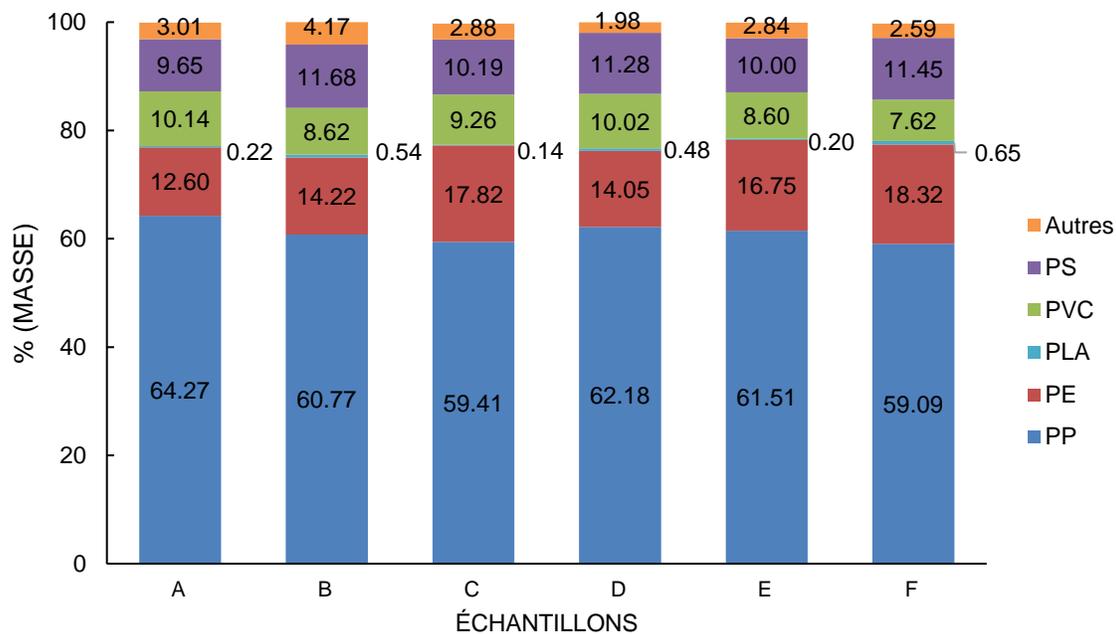


Figure 2.5: Pourcentage de composition du flux des plastiques mélangés, par échantillon.

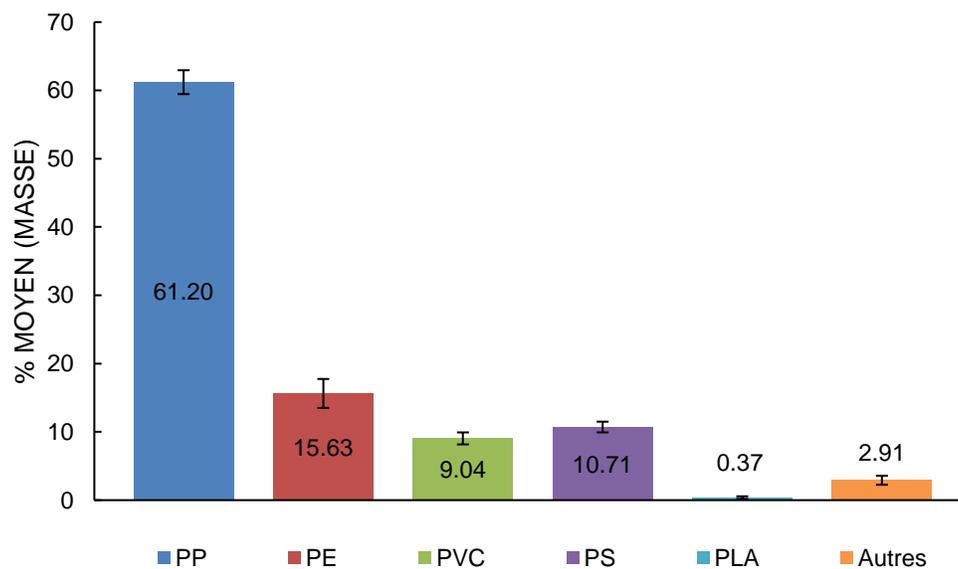


Figure 2.6 : Pourcentage de composition moyenne (avec écart-types) du flux des plastiques mélangés, par échantillon.

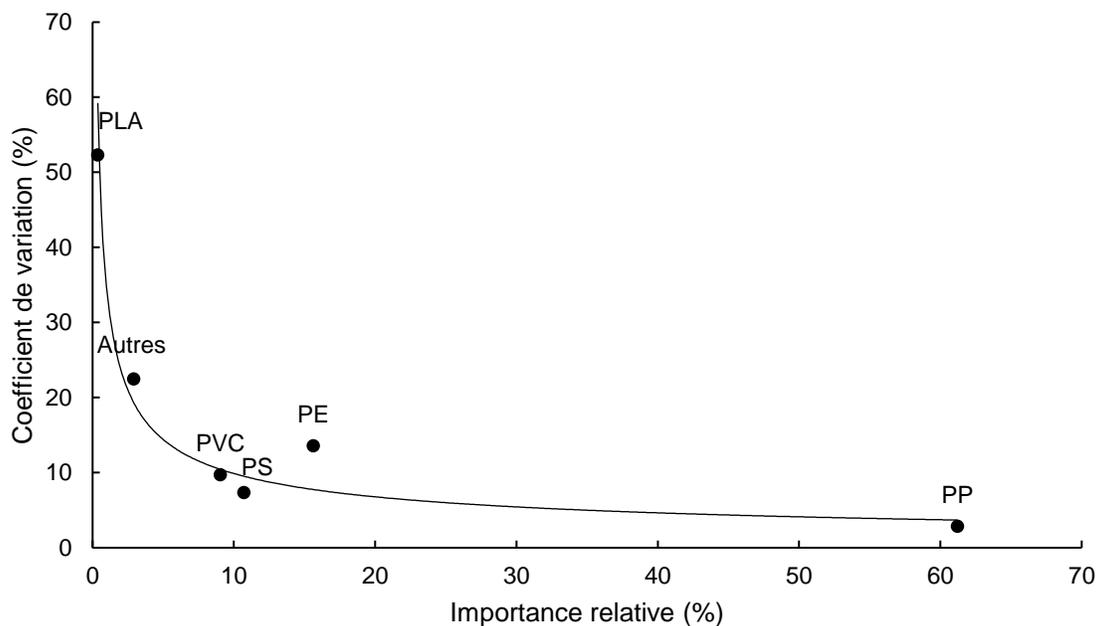


Figure 2.7 : Coefficient de variation (%) en fonction de la concentration des polymères.

2.3.1.2 Composition en grades de plastique

Les résultats de la caractérisation basée sur les types d'emballage sont illustrés aux figures 2.8 et 2.9. La composition des emballages varie peu d'un échantillon à l'autre. Les coefficients de variation pour les articles moulés par injection, par soufflage ou thermoformés sont inférieurs à 10% pour une masse échantillonnée d'environ 320 kg. Les articles «non-visés» constituent en moyenne 17,36% (masse). Il s'agit d'une importante fraction de matière. Normalement, ces objets ne sont pas acceptés par le programme de collecte porte-à-porte des matières recyclables, car il ne s'agit pas d'emballages ou de contenants.

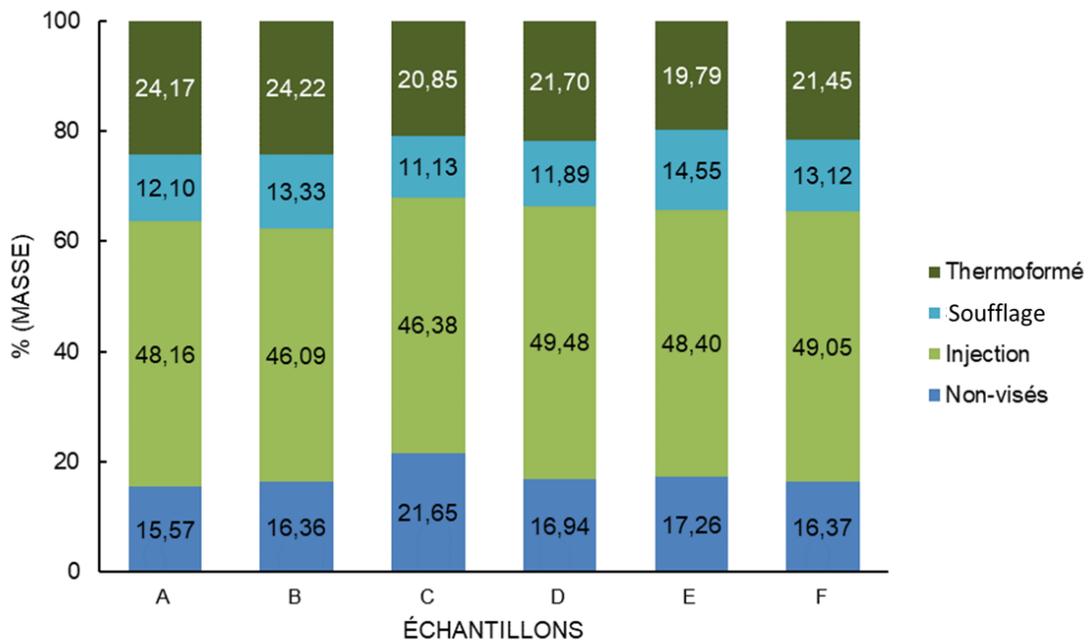


Figure 2.8 : Pourcentage des différents emballages du flux des plastiques mélangés, par échantillon.

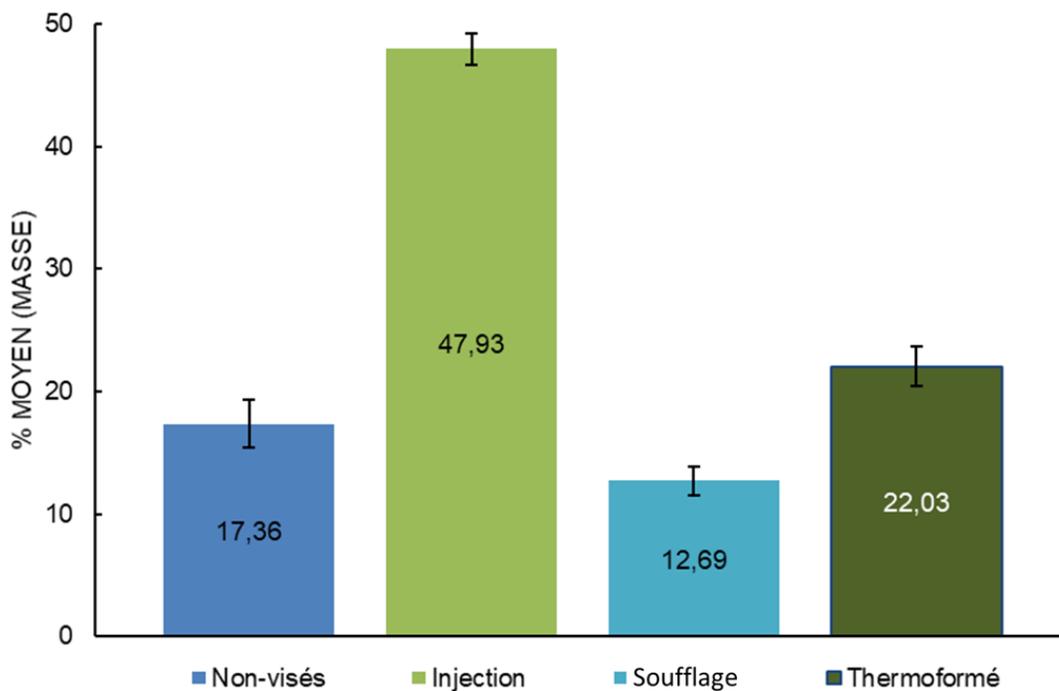


Figure 2.9 : Moyennes et écart-types du % des différents emballages, par échantillon.

2.3.2 Caractérisation des fractions éjectées

2.3.2.1 Performances du tri optique

Les performances des unités de tri optique sont mesurées par le taux de séparation et le taux de contamination (ou pureté). Le taux de séparation recense la masse de produit ciblé qui a été éjecté par rapport à la masse totale de ce produit dans le flux de matière. Le taux de contamination recense la masse de produits non-visés dans la fraction éjectée, c'est-à-dire des produits appartenant à d'autres familles de polymère. Les résultats présentés à la figure 2.10 sont les moyennes et écarts-types de 6 échantillons.

Les taux de séparation moyens se situent entre 85,15 et 91,25%, ce qui est légèrement inférieur aux données du manufacturier (92%). Les fractions composées en grande partie d'articles qui roulent sur le convoyeur, comme le PS (pots de yogourts format individuel) et le PE (couvercles flexibles) ont des taux de séparation plus faibles car les jets d'air éjectent moins efficacement les articles en mouvement sur le convoyeur.

Les taux de pureté moyens varient entre 95,05 et 97,14%, sauf pour le PLA (79,72%). Ceci correspond en général aux données du manufacturier (> 95%). L'écart-type est inversement relié à la quantité de matière éjectée (importance relative de la fraction). Les très petites fractions, comme le PLA, sont beaucoup plus susceptibles à la contamination. Ceci peut être dû au fait que le trieur optique éjecte invariablement quelques articles par erreur, ce qui est causé par des interférences lors de la lecture du spectre ou par la mécanique du système d'éjection. Ces quelques articles contaminants ont une importance relative beaucoup plus importante dans un flux éjecté de faible masse, et abaissent considérablement son taux de pureté.

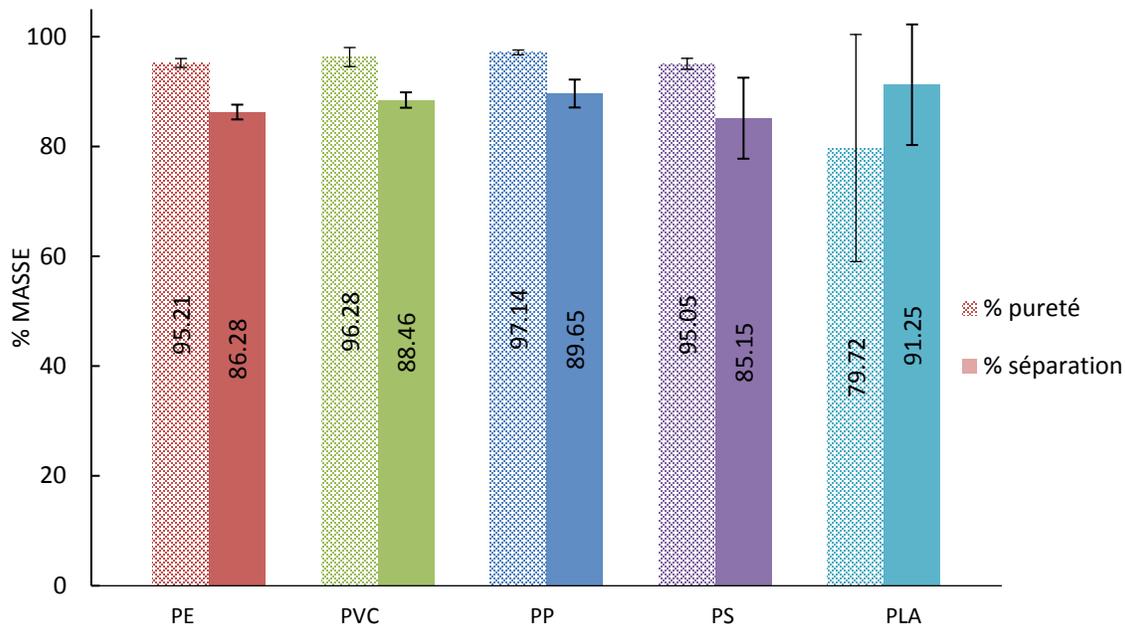


Figure 2.10 : Taux de séparation et de pureté des fraction éjectées par tri optique.

2.3.2.2 Taux de pureté des fractions éjectées

Les produits qui se sont retrouvés par erreur dans les fractions éjectées ont été caractérisés, et les résultats sont rapportés à la figure 2.11. Le % masse cumulatif donne le taux d'impuretés dans les fractions, déterminé par spectromètre NIR. Il semble que, même si la nature des impuretés varie d'un échantillon à l'autre pour toutes les fractions, les fractions PS et PVC démontrent plus de variabilité que les fractions PE, PP et PLA.

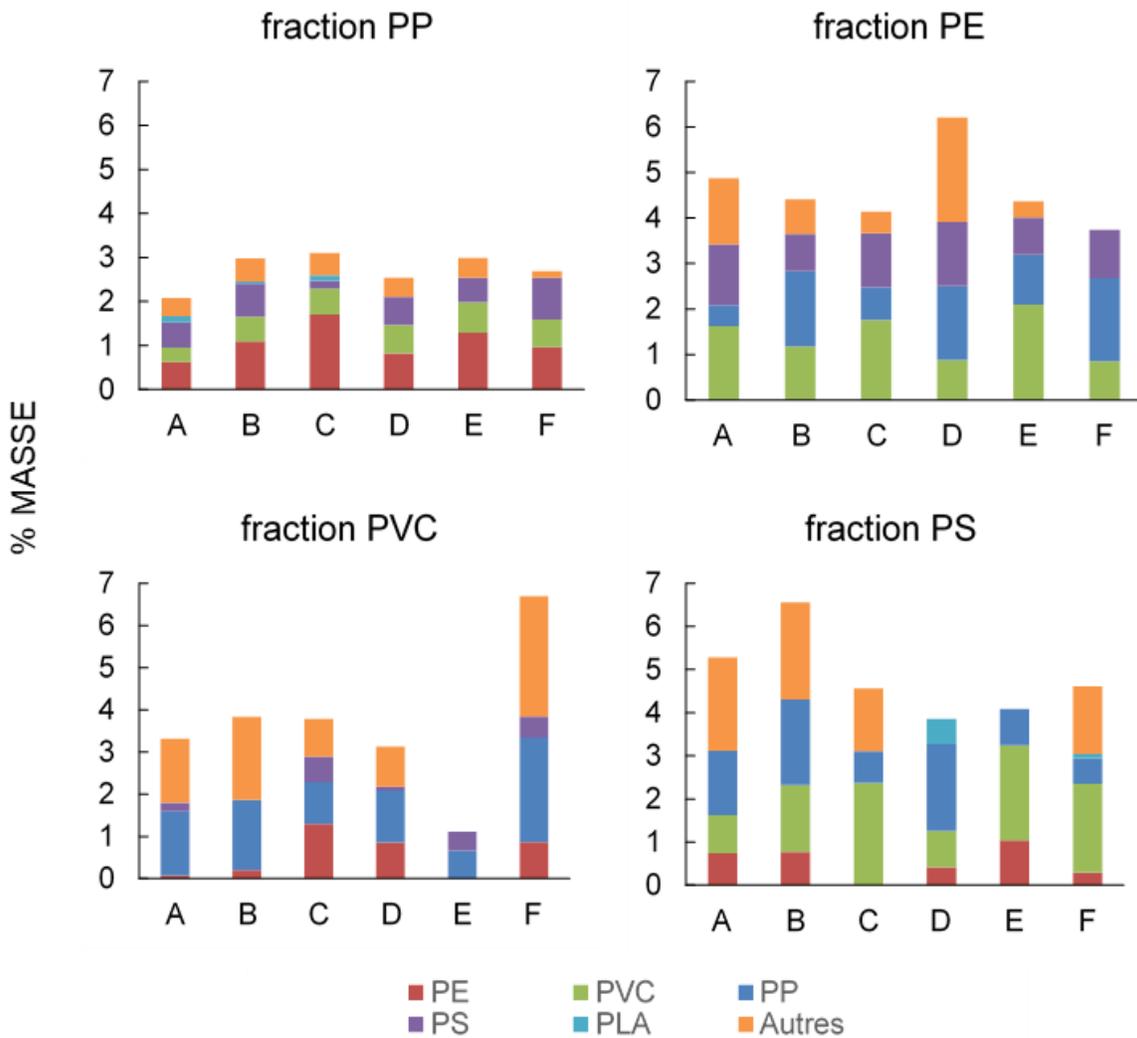


Figure 2.11 : Caractérisation des plastiques contaminants (en % masse) des fractions éjectées.

2.3.2.3 Composition en grade des fractions éjectées

Les compositions des fractions éjectées, par type d'emballage qu'on y retrouve, sont illustrées à la figure 2.12. Il semble y avoir très peu de variabilité dans les types d'emballages des différentes fractions PP et PE. Les fractions PVC et PS sont plus variables, avec des taux plus élevés de produits non-visés (objets réutilisables, fragments d'appareil ménagers, jouets) qui ne sont pas acceptés par la collecte des produits recyclables.

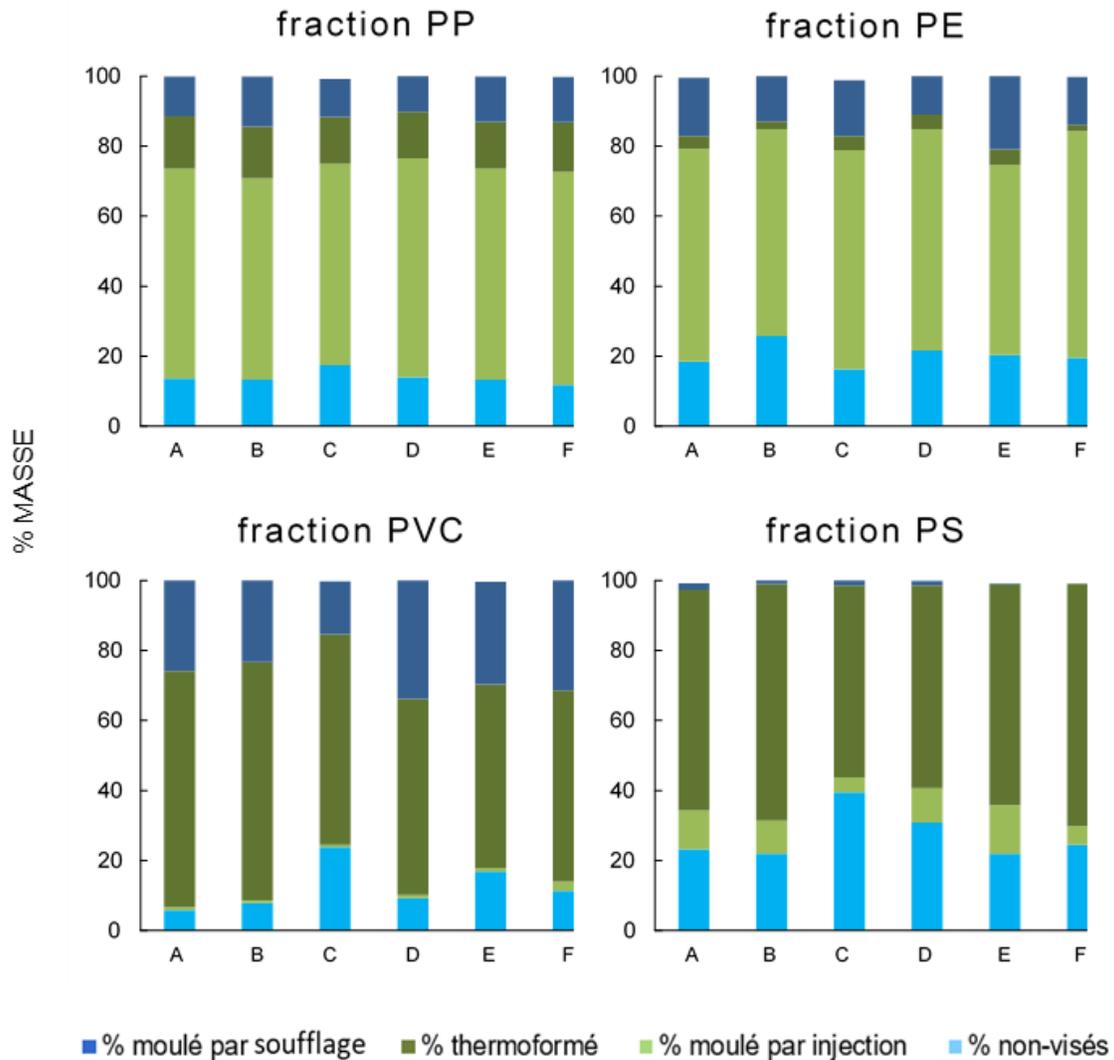


Figure 2.12 : Caractérisation des grades (en % masse) des fractions éjectées.

2.3.2.4 Mesures de dispersion pour les fractions PS et PVC

Les pièces faites principalement de PS et de PVC semblent être les plus sujettes aux variations détectables par spectrométrie ou inspection visuelle, et semblent être des vecteurs de contamination dans le flux des plastiques mélangés. Les résultats visibles aux figures 2.11 et 2.12 sont compilés dans le tableau 2.3 ci-dessous. En plus des moyennes, des mesures de dispersion sont données pour chaque paramètre, dont le maximum et le minimum, ainsi que le coefficient de variation (CV) calculé en divisant l'écart-type par la moyenne.

La pureté à l'éjection a été de 95,1% pour le PS et de 96,3% pour le PVC. D'un échantillon à l'autre, la pureté a fluctué d'environ 3% pour le PS et de 5% pour le PVC. La présence de polymères qui ne sont pas visés (PP, PE, Autres) a varié considérablement entre les échantillons, tel qu'indiqué par des CV de 16,5 à 72,2%. Bien que le tri optique génère des taux de pureté élevés (> 93%), le fait que la nature des contaminants change de façon aléatoire d'un échantillon à l'autre pose un problème potentiel de qualité. Certains polymères sont facilement séparables lors d'étapes subséquentes de conditionnement, par exemple le PP ou le PE qui pourront être séparés du PS et du PVC par densité, alors que d'autres matières seront plus difficiles à retirer, et posent un risque plus important au procédé de recyclage.

Le PS et le PVC étaient surtout composés de contenants thermoformés. Dans le cas du PS, les articles non-visés sont les deuxièmes en importance alors que pour le PVC, il s'agissait des articles moulés par soufflage (bouteilles). Une forte variabilité a été observée dans tous les grades, tel qu'indiqué par des CV élevés (8,8% à 70,7%). Ces variations dans les grades de plastique pourraient faire fluctuer d'autres propriétés des échantillons, dont la densité ou la viscosité moyenne.

Tableau 2.3 : Résultats de la caractérisation des fractions PS et PVC.

	Par polymère			Par emballage			
	% Pureté (PS)	% (PP, PE, PVC)	% (Autres)	% Non-visé	% Moulé par injection	% Thermoformé	% Soufflé
PS							
Moyenne	95,1	3,5	1,6	27,0	9,0	62,5	1,0
Min.- Max.	93,4- 96,2	2,9- 4,3	0,0- 2,3	21,3- 39,5	4,3- 13,8	54,7- 69,2	0,0- 1,8
CV %	1,1	16,5	66,0	25,7	40,3	8,8	70,7
PVC							
Moyenne	96,3	2,3	1,4	12,5	1,2	59,7	26,5
Min.- Max.	93,3- 98,7	1,1- 3,8	0,0- 2,9	5,9- 23,9	0,6- 2,7	52,3- 67,9	15,0- 33,9
CV %	1,8	42,0	72,2	53,5	66,7	11,2	25,6

2.3.3 Caractérisation en laboratoire

Les valeurs rapportées pour chaque paramètre aux tableaux 2.4, 2.5 et 2.6 proviennent des échantillons homogénéisés isolés à partir des six fractions de PS et de PVC. Un minimum de trois répliques a été effectué pour chaque analyse. Le début et la fin de la pyrolyse (i.e. volatilisation en absence d'oxygène) à chaque palier de perte de masse ont

été déterminés pour les courbes thermogravimétriques de tous les échantillons (les courbes sont en Annexe 2). La perte de masse principale enregistrée a été choisie pour représenter approximativement le contenu en polymère de l'échantillon, quoique des contaminants peuvent s'être volatilisés dans la même plage de température.

Le PS pur se décompose normalement à partir de 302°C et se volatilise sans laisser de résidus carbonés. Les polymères contaminants (PE, PP, PVC) se décomposent autour des mêmes températures, par conséquent ils ne peuvent pas être différenciés par la TGA. Une faible perte de masse a été enregistrée avant 300°C et a été associée à la présence de matière plus volatile que le PS, par exemple de l'hémicellulose présente dans les étiquettes en papier. Cependant, il est probable que la volatilisation d'une partie des matières indésirables ait coïncidé avec la perte de masse des polymères. La masse restante à 600°C a été associée à des matières indésirables qui n'ont pas pyrolysé ou qui ont laissé des résidus suite à leur pyrolyse. Le reste de l'essai, de 600°C à 850°C, s'est déroulé en présence d'oxygène, ce qui a permis la volatilisation de la fraction carbonée de ces résidus pour donner le contenu en résidus inorganiques (figure 2.13).

Tableau 2.4: Résultats de la caractérisation en laboratoire (6 échantillons, 3 répliques par analyse).

	TGA						
	Densité (g/cm ³)	Contaminants			Perte de masse (%)	Résidus à base de carbone (%)	Résidus inorganiques (%)
		Perte de masse PS (%)	Perte de masse <200°C (%)				
A	1,070	91,90	0,17	4,78	1,54	1,61	
B	1,079	90,45	0,15	4,85	2,08	2,47	
C	1,083	90,61	0,18	4,02	3,12	2,07	
D	1,082	91,73	0,20	3,70	2,24	2,13	
PS	E	1,067	92,82	0,12	3,63	1,80	1,64
	F	1,086	91,09	0,15	4,25	2,56	1,95
Moyenne	1,078	91,43	0,16	4,20	2,23	1,98	
Écart-type	0,008	0,89	0,03	0,52	0,56	0,32	
CV %	0,706	0,98	17,69	12,46	25,35	16,44	

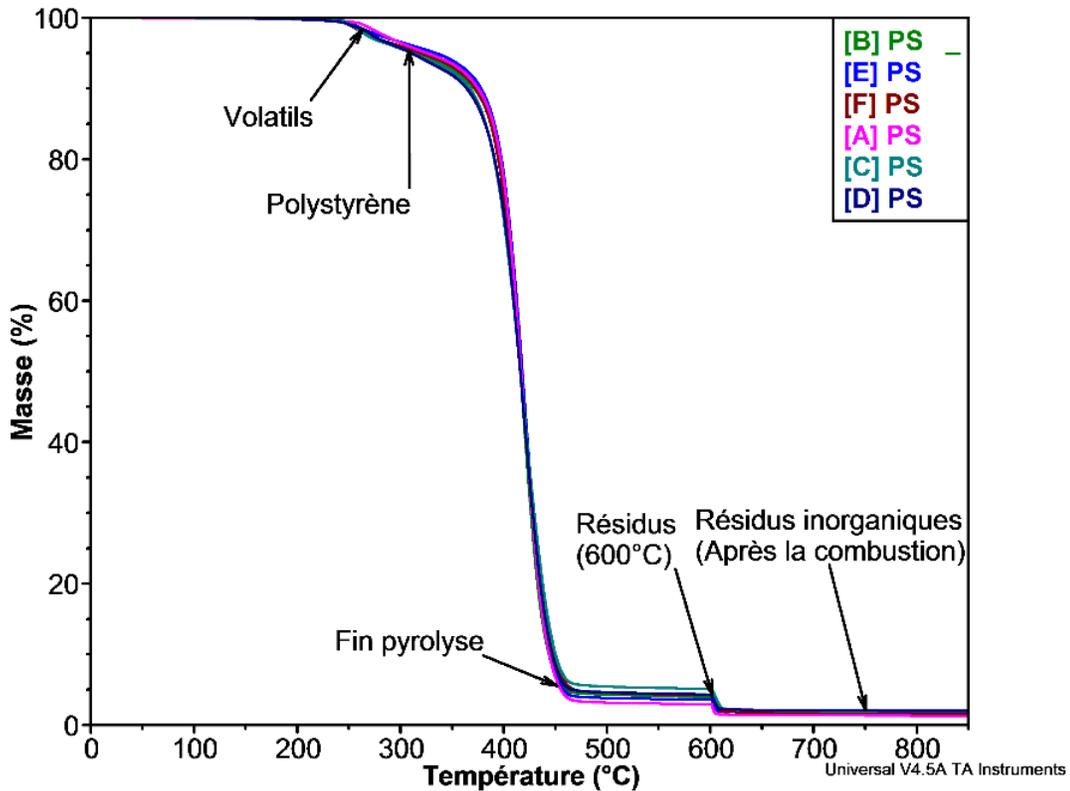


Figure 2.13: Courbes de dégradation typiques pour le PS post-consommation.

Le PVC pur se décompose en deux paliers distincts observables à la figure 2.14, de 227°C jusqu'à 550°C environ. Il n'a pas été possible d'identifier avec certitude des fractions de matières indésirables car la plage de volatilisation du PVC était assez large pour occulter d'autres pertes de masse de moindre importance. De plus, la pyrolyse du PVC génère elle-même une fraction importante de résidus carbonés à 600°C. Le pourcentage de résidus carbonés n'a pas pu être strictement associé à des matières indésirables pour cette raison. Seuls les résidus inorganiques ont été comptabilisés en tant que contamination.

Tableau 2.5: Résultats de la caractérisation en laboratoire (6 échantillons, 3 répliques par analyse).

	TGA							
	Densité (g/cm ³)	Perte de masse 1 (%)	Perte de masse 2 (%)	Perte de masse PVC (%)	Contaminants			
					Perte de masse <200°C (%)	Résidus à base de carbone (%)	Résidus inorganiques (%)	
A	1,341	46,08	38,76	84,84	0,20	13,82	1,14	
B	1,324	45,48	39,70	85,18	0,40	13,26	1,15	
C	1,346	46,44	35,69	82,13	0,31	14,32	3,24	
D	1,335	47,01	35,88	82,89	0,22	13,72	3,16	
E	1,335	46,07	37,22	83,29	0,18	14,15	2,38	
F	1,332	48,14	35,63	83,78	0,22	14,68	1,32	
Moyenne	1,336	46,54	37,15	83,68	0,26	13,99	2,07	
Écart-type	0,007	0,93	1,74	1,17	0,09	0,50	0,99	
CV %	0,561	2,01	4,69	1,39	33,25	3,55	48,02	

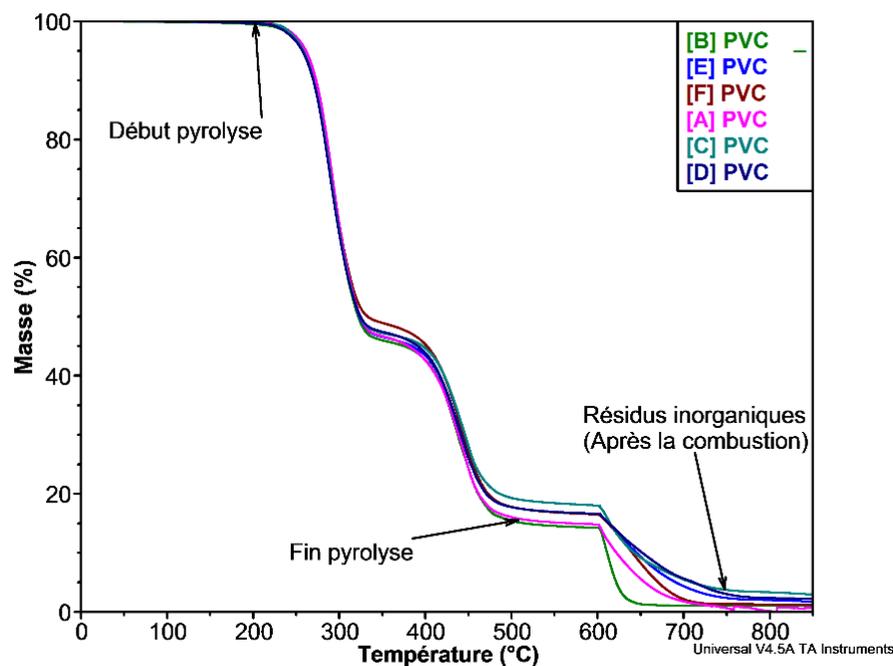


Figure 2.14 : Courbes de dégradation typiques pour le PVC post-consommation.

Les coefficients de variation les plus élevés sont en caractères gras dans les tableaux 2.4 et 2.5. Ceux-ci étaient particulièrement élevés pour les résidus inorganiques présents dans les fractions PS et le PVC, et les résidus de carbone dans le PS. Ces variations dans

la présence de contaminants indésirables pourraient affecter les propriétés physiques des produits recyclés faits à partir de ces plastiques. Les composés fortement volatils (à <200°C) étaient présents en concentrations très faibles; il est donc difficile d'interpréter les mesures de dispersion qui s'y rattachent. Le contenu en polymère des échantillons a fluctué d'environ 2% par rapport aux moyennes pour les échantillons de PS et de PVC.

Des écarts d'environ 0,02 g/cm³ ont été constatés lors de l'analyse de la masse volumique des échantillons, ce qui représente une variation supérieure à 1,8% et à 1,4% pour le PS et le PVC, respectivement.

Les courbes du PP et PE étaient semblables à celles du PS et un faible pic de perte de masse distinct de la perte de masse principale était observable (courbes en Annexe 2). Le premier pic se situe autour de 275°C dans les deux cas, ce qui pourrait correspondre à l'hémicellulose des étiquettes de papier, ou à du PVC. Seulement une des six fractions a été analysée pour le PP, le PE et le PLA. Les valeurs uniques sont rapportées au tableau 2.6. Dans le cas spécifique du PLA, la dégradation du polymère a eu lieu à des températures relativement plus basses (250°C-400°C). Un deuxième pic est observable entre 400-500°C, associé peut être à la dégradation de la lignine contenue dans les étiquettes de papier. Exceptionnellement, tous les articles contaminants ont été retirés de la fraction éjectée PLA avant l'analyse de laboratoire pour faciliter l'interprétation des résultats, donc les autres polymères n'ont pas eu d'influence dans ce cas précis. Globalement, les fractions PE et le PP semblent receler très peu de contaminants, alors que les concentrations d'impuretés étaient plus élevées pour le PLA.

Tableau 2.6 : Résultats de la caractérisation en laboratoire (1 x PE, 1 x PP, 1 x PLA, 3 répliques)

	TGA					
	Densité (g/cm ³)	Perte de masse (%)	Contaminants			
			Perte de masse <200°C (%)	Perte de masse (%)	Résidu à base de carbone (%)	Résidu inorganiques (%)
PE	0,952	97,11	0,09	1,18	0,53	1,09
PLA	1,265	93,55	0,57	2,87	2,05	0,96
PP	0,919	95,85	0,15	1,80	0,59	1,60

2.3.4 Relation entre les volets de caractérisation

Nous avons utilisé différentes techniques de caractérisation afin d'obtenir des données pouvant être traitées de façon complémentaire. La caractérisation par spectroscopie NIR a permis d'identifier la quantité et la nature des polymères présents dans les fractions éjectées. La TGA a plutôt permis de différencier les polymères d'autres matières indésirables collées ou intégrées au plastique. Les paramètres mesurés dans les deux cas étaient indépendants, c'est-à-dire qu'une augmentation de la contamination polymérique n'était pas nécessairement accompagnée d'une augmentation de matières indésirables. Tel qu'illustré à la figure 2.15 ci-dessous, il n'y a pas de relation entre la pureté polymérique mesurée par spectroscopie et la quantité de polymère présente dans l'échantillon, mesurée par TGA.

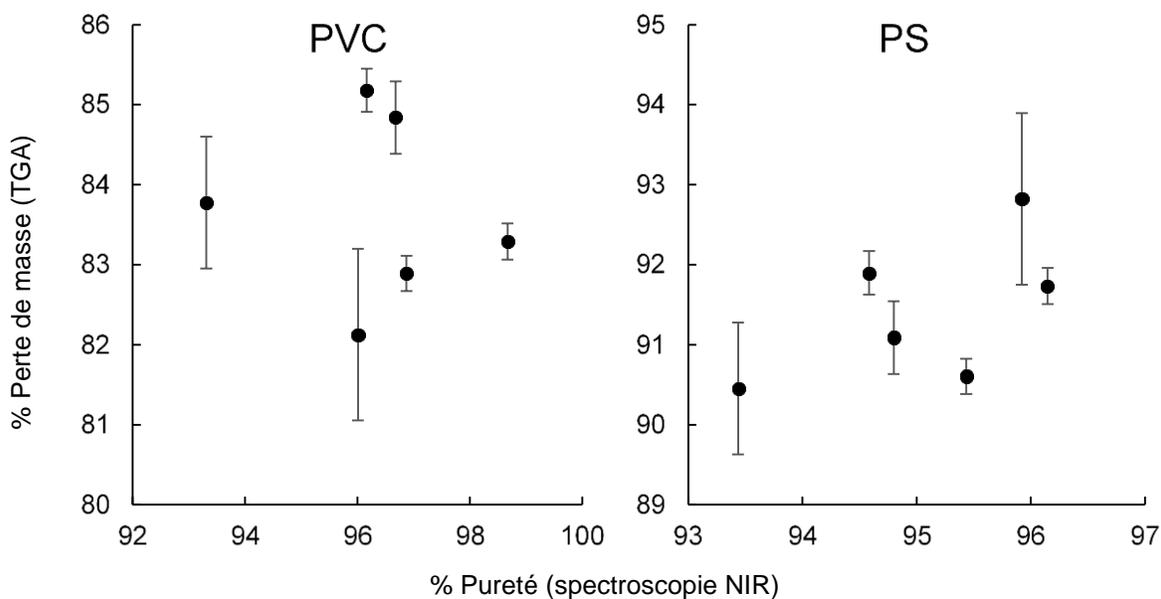


Figure 2.15 : Pourcentage de perte de masse vs. pureté mesurée par spectroscopie NIR pour les échantillons de PS et de PVC.

En se basant sur ce constat, un taux de qualité a été estimé pour les flux de PS et de PVC (Tableau 2.7). Le pourcentage de pureté mesuré par spectroscopie NIR (% Pureté) a été multiplié par le pourcentage de polymère (% Polymère) mesuré par TG. Le résultat est interprété comme un estimé de la concentration d'un polymère visé dans un flux de matière éjectée. L'indice de contamination représente la concentration de matières indésirables pouvant nuire aux opérations de recyclage et aux propriétés du produit fini.

Les taux de qualité moyens obtenus pour le PS et le PVC ont été de 86,9% et de 94,3% respectivement, quoique le résultat pour le PVC a été surestimé car seuls les résidus inorganiques ont été pris en compte comme matière indésirable. Ces résultats sont un indicateur plus complet de la qualité réelle du flux de matière que les paramètres mesurés par l'une ou l'autre des techniques de caractérisation employées.

Tableau 2.7 : Portrait de la qualité des filières PS et PVC.

		A : % pureté	B : % polymère	A x B	(100% – [A x B])
		Spectroscopie NIR	Thermogravimétrie	Taux de qualité (%)	Taux de contamination (%)
PS	Moyenne	95,1	91,4	86,9	13,1
	Min.- Max.	93,4 - 96,2	90,5 - 92,8	84,5 - 89,0	15,5 - 11,0
PVC	Moyenne	96,3	97,9	94,3	5,7
	Min.- Max.	93,3 - 98,7	96,8 - 98,9	91,9 - 96,1	8,1 - 3,9

Les données de caractérisation recueillies sur le terrain peuvent servir d'indicateurs pour certains paramètres de qualité normalement obtenus par des analyses de laboratoire coûteuses. La caractérisation par type d'emballage a été entreprise dans cette optique, en sachant que les grades de plastique, formulés pour différents procédés manufacturiers, n'avaient pas les mêmes propriétés physico-chimiques.

Dans le cas du PS, il semble y avoir une relation linéaire entre la présence de matières indésirables (donnée par le % de résidus carbonés), la masse volumique et la quantité de produits qui ont été moulés par injection dans les échantillons (Figure 2.16). Les emballages moulés par injection étaient moins étiquetés, par opposition aux contenants de yogourt thermoformés, sur lesquels les étiquettes de papier étaient bien présentes. Par conséquent, les résidus de pyrolyse à base de carbone habituellement générés par le papier étaient diminués. La diminution de la masse volumique associée à une augmentation de produits moulés par injection peut avoir été causée par des différences au niveau des additifs utilisés, des taux de cristallinité ou de la structure moléculaire des grades de plastique.

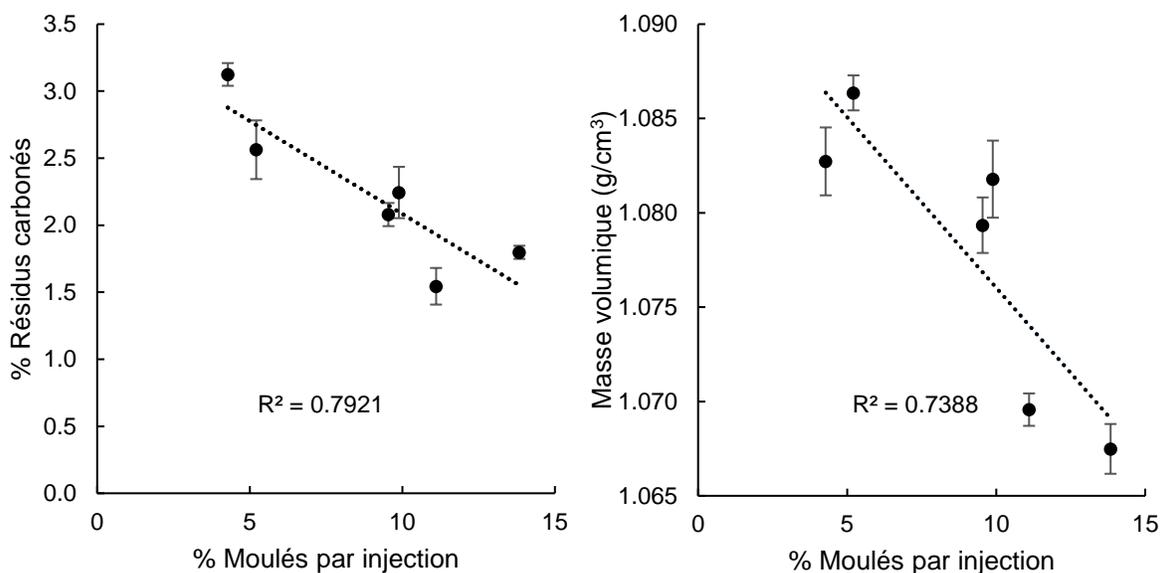


Figure 2.16 : Pourcentage de résidus carbonés et masse volumique des échantillons de PS, vs. le pourcentage d'articles moulés par injection. Les barres d'erreur représentent l'écart-type de 3 répliques.

Les centres de tri pourraient développer un protocole visant à contrôler les propriétés physiques de leurs filières en se basant sur ces résultats. Les grades de plastiques peuvent parfois être associés à certains produits (emballages, contenants) qui seraient retirés manuellement d'un flux de matière (par exemple, en ciblant une marque). Le tri mécanisé par lecteur optique peut aussi être adapté pour séparer les produits selon leur forme ou couleur (bouteille vs. boîtier, clair vs. foncé, emballage vs. objet). À noter que les relations illustrées à la Figure 2.16 étaient seulement valables pour le PS. Aucune relation basée sur les paramètres mesurés lors de cette étude n'a été relevée pour le PVC ou les autres polymères à l'étude, ce qui suggère que ces corrélations sont spécifiques aux familles de plastique, et des études approfondies seraient nécessaires pour dégager des indicateurs de qualité pour chacune d'elles.

2.4 Conclusion

Le tri optique est une technologie solidement implantée dans les centres de tri et est parfois utilisée pour la caractérisation de flux de matière. Pour cette étude, les taux de contamination obtenus en se basant sur les performances du tri étaient inférieurs à 5%. Par contre, la combinaison des volets de caractérisation (tri + analyses de laboratoire) a généré un taux de contamination de 5,7% pour le polyvinyle chloré et de 13,1% pour le

polystyrène rigide. Des mesures de dispersion des données ont également démontré l'existence de variations significatives entre les échantillons, et que celles-ci étaient causées en partie par la présence de certains emballages de grades variés.

De toutes les fractions constituant le flux des plastiques mélangés #2 à #7 chez Gaudreau Environnement Inc., celles appartenant au PS et au PVC ont démontré le plus de variabilité en termes de pureté à l'éjection et de types d'emballage. L'analyse en laboratoire a également révélé des concentrations importantes d'impuretés non-polymériques. Une stratégie visant à valoriser séparément le PS et le PVC des autres plastiques pourrait contribuer à rehausser la qualité des plastiques mélangés voués au recyclage thermomécanique.

Une démarche systématique de caractérisation des plastiques est essentielle pour identifier certaines problématiques liées à la qualité de la matière. Les centres de tri constituent un maillon particulièrement important de la chaîne des valeurs du recyclage, car la viabilité économique des filières dépend en grande partie de la qualité des ballots de matière triée et mise en marché. Pour l'instant, les notions de qualité des plastiques post-consommation diffèrent entre les manufacturiers, les centres de tri et les recycleurs, et les meilleures pratiques de chacun sont basées sur l'évaluation de paramètres différents. Cette étude a démontré que des techniques de caractérisation complémentaires, accessibles aux centres de tri et adaptées aux matières résiduelles non-lavées permettent de dégager des indices de qualité qui pourraient être mesurés à différentes étapes du cycle de vie des plastiques, et communiqués entre les parties prenantes. Les centres de tri ne peuvent pas contrôler tous les aspects de la qualité de leurs plastiques. Leurs procédés industriels régissent la composition en polymères des ballots vendus, mais l'intégrité chimique des polymères et/ou la présence de contaminants moléculaires ne peuvent pas être modifiés à cette étape. Cependant, les données recueillies, telles le taux de qualité *de qualité*, pourraient guider les parties prenantes dans la sélection ou même le développement de technologies de conditionnement et de recyclage appropriées, en fonction des propriétés de la matière disponible. Ces données pourraient également permettre d'élaborer des politiques visant à limiter l'introduction de contaminants dès la conception du produit.