



UNIVERSITE
JEAN LOROUGNON GUEDE

UFR ENVIRONNEMENT

REPUBLIQUE DE COTE D'IVOIRE

Union-Discipline-Travail

Ministère de l'Enseignement Supérieur et
de la Recherche Scientifique

ANNEE : 2019 -2020

N° D'ORDRE

.....

CANDIDAT

Nom : TRA BI

Prénoms : Zamblé

Fidèle

THESE DE DOCTORAT

Mention : Ecologie, Biodiversité et Evolution
Spécialité : Ecologie Végétale

Evaluation de la qualité de l'air dans le District Autonome d'Abidjan (Côte d'Ivoire) à partir des caractéristiques spectrales et biochimiques des feuilles de plantes ornementales

JURY

Président : M. DONGUI Bini Kouamé, Professeur Titulaire,
Université Jean LOROUGNON GUEDE

Directeur : Mme TRAORE Karidia, Professeur Titulaire,
Université Jean LOROUGNON GUEDE

Rapporteur : M. KOUASSI Roland Hervé, Maître de Conférences,
Ecole Normale Supérieure d'Abidjan

Examineur : M. KOUAME Djaha, Maître de conférences,
Université LOROUGNON GUEDE

Examineur : M. ACKAH Jacques Auguste Alfred Bognan, Maître
de Conférences,
Université Jean LOROUGNON GUEDE

Soutenue publiquement

Le : 16 décembre 2020

TABLE DES MATIERES

	Page
DEDICACES	VI
AVANT-PROPOS	VII
REMERCIEMENTS	VIII
LISTE DES SIGLES, ABREVIATIONS ET ACRONYMES	IX
LISTE DES TABLEAUX	XI
LISTE DES FIGURES	XII
INTRODUCTION	1
CHAPITRE I : GENERALITES SUR LA ZONE D’ETUDE, LES POLLUANTS ATMOSPHERIQUES ET LE CONCEPT DE BIOMONITORING	5
1.1. Zone d’étude	6
1.1.1. Situation géographique du District Autonome d’Abidjan.....	6
1.1.2. Climat.....	7
1.1.3. Sol.....	7
1.1.4. Végétation.....	8
1.1.5. Population et activités économiques.....	9
1.2. Polluants atmosphériques et concept de biomonitoring	
1.2.1 Pollution atmosphérique.....	9
1.2.2. Principaux polluants atmosphériques et leurs effets.....	9
1.2.2.1. Dioxyde de soufre.....	9
1.2.2.2. Oxydes d'azote.....	10
1.2.2.3. Particules fines en suspension.....	10
1.2.2.4. Hydrocarbures.....	12
1.2.2.5. Monoxyde de carbone.....	12
1.2.2.6. Métaux lourds.....	13

1.3. Effets des polluants sur les plantes	15
1.3.1. Définition du stress oxydant.....	15
1.3.2. Facteurs du stress oxydant chez les plantes	15
1.3.3. Espèces réactives de l’oxygène.....	16
1.4. Mécanismes de défense des végétaux	17
1.4.1. Antioxydants non enzymatiques	17
1.4.1.1. Acide ascorbique	18
1.4.1.2. Glutathion.....	18
1.4.1.3. Vitamine E.....	19
1.4.1.4. Caroténoïdes.....	19
1.4.2. Antioxydants enzymatiques	19
1.4.2.1. Superoxyde dismutases	20
1.4.2.2. Catalases.....	20
1.4.2.3. Ascorbate peroxydase	21
1.5. Biomonitoring	21
1.5.1. Définition.....	21
1.5.2. Différents concepts du biomonitoring.....	21
1.5.2.1. Biomonitoring passif.....	21
1.5.2.2. Biomonitoring actif.....	22
1.5.3. Différentes approches du biomonitoring.....	22
1.5.3.1. Biomonitoring par les biomarqueurs.....	22
1.5.3.1.1. Biomarqueur d’exposition	22
1.5.3.1.2. Biomarqueur d’effet.....	23
1.5.3.1.3. Biomarqueur de susceptibilité.....	23
1.5.3.2. Biomonitoring par les biointégrateurs	23
1.5.3.3. Biomonitoring par les bioaccumulateurs	24
1.5.3.4. Biomonitoring par les bioindicateurs.....	24

1.6. Intérêts des végétaux ligneux pour le biomonitoring	25
1.7. Télédétection de la végétation et de l'environnement	27
1.8. Propriétés optiques des feuilles de végétaux	27
1.9. Caractéristiques d'un spectre de réflectance des feuilles des végétaux	28
1.10. Indicateurs de pollution chez les plantes	30
1.10.1. Potentiel hydrogène	30
1.10.2. Teneur relative en eau.....	30
1.10.3. Teneur en chlorophylle totale	30
1.10.4. Indice de tolérance à la pollution de l'air	30
1.11. Taxonomie, description et usage des plantes ornementales utilisées pour le biomonitoring de la qualité de l'air	
1.11.1. <i>Barleria prionitis</i> L. (Acanthaceae).....	31
1.11.2. <i>Cassia surattensis</i> F.Muell. (Fabaceae).....	32
1.11.3. <i>Ficus benjamina</i> L. (Moraceae).....	34
1.11.4. <i>Jatropha integerrima</i> Jacq. (Euphorbiaceae).....	35
CHAPITRE II : MATERIEL ET METHODES	37
2.1. Matériel	38
2.1.1. Matériel biologique.....	38
2.1.2. Matériel technique.....	38
2.1.2.1. Matériel de terrain	38
2.1.2.2. Matériel de laboratoire	39
2.2. Méthodes	41
2.2.1. Choix des classes d'utilisation du sol	411
2.2.2. Caractéristiques des classes d'utilisation du sol utilisées.....	42
2.2.2.1. Axes routiers	42
2.2.2.2. Zones industrielles.....	42
2.2.2.3. Zones résidentielles	42
2.2.2.4. Parcs et jardins	43

2.2.3. Dispositif de biomonitoring actif de la qualité de l'air du District d'Abidjan Autonome.....	43
2.2.4. Mesure de la réflectance des feuilles.....	46
2.2.5. Détermination de l'indice normalisé d'asymétrie dorsiventrals des feuilles	47
2.2.6. Détermination des paramètres physicochimiques des plantes.....	47
2.2.6.1. Teneur relative en eau des feuilles	47
2.2.6.2. Teneur en chlorophylle totale des feuilles.....	48
2.2.6.3. Teneur en acide ascorbique	48
2.2.6.4. Potentiel hydrogène des feuilles	49
2.2.6.5. Indice de tolérance des plantes à la pollution de l'air	49
2.2.6.6. Teneur en métaux lourds des feuilles	49
2.2.7. Traitement statistique des résultats	50
CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSION	51
3.1. Résultats.....	52
3.1.1. Caractéristiques spectrales des feuilles des plantes.....	52
3.1.1.1. Réflectance foliaire.....	52
3.1.1.2. Indice normalisé d'asymétrie dorsiventrals.....	54
3.1.2. Caractéristiques physicochimiques des feuilles	55
3.1.2.1. Paramètres biochimiques évalués.....	55
3.1.2.2. Teneur en métaux lourds des feuilles	57
3.1.3. Variations saisonnières des caractéristiques spectrales des feuilles.....	59
3.1.3.1. Variation saisonnière de la réflectance foliaire des espèces végétales.....	59
3.1.3.1.1. Variation saisonnière de la réflectance chez <i>B. prionitis</i>	59
3.1.3.1.2. Variation saisonnière de la réflectance chez <i>C. surattensis</i>	62
3.1.3.1.3. Variation saisonnière de la réflectance chez <i>F. benjamina</i>	65
3.1.3.1.4. Variation saisonnière de la réflectance chez <i>J. integerrima</i>	68

3.1.3.2. Variation saisonnière de l'indice normalisé d'asymétrie dorsiventrals	
(NDAI) des feuilles des différentes espèces végétales.....	71
3.1.3.2.1. Variation saisonnière du NDAI chez <i>B. prionitis</i>	71
3.1.3.2.2. Variation saisonnière du NDAI chez <i>C. surattensis</i>	71
3.1.3.2.3. Variation saisonnière du NDAI chez <i>F. benjamina</i>	74
3.1.3.2.4. Variation saisonnière du NDAI chez <i>J. integerrima</i>	74
3.1.4. Influence de la saison sur les paramètres biochimiques des feuilles végétales.....	77
3.1.4.1. Aux abords des axes routiers.....	77
3.1.4.2. Au niveau des zones industrielles	79
3.1.4.3. Au niveau des zones résidentielles.....	81
3.1.4.4. Au niveau des parcs et jardins.....	83
3.1.4.5. Influence de la saison sur l'indice de tolérance à la pollution de l'air dans les	
classes d'utilisation du sol du District Autonome d'Abidjan.....	85
3.2. Discussion	86
CONCLUSION	94
REFERENCES	97
PUBLICATIONS	115

DEDICACES

A mon père ZAMBLE BI Tra Maurice et à ma mère ZAMBLE LOU Gounan Chantal qui ont fait des sacrifices pour l'aboutissement de ce travail. Merci pour votre aide et votre soutien durant toutes mes années d'études. Je vous dédie cette thèse, comme un témoignage de ma profonde affection.

AVANT-PROPOS

Cette étude s'inscrit dans le cadre d'un projet intitulé « Evaluation de la qualité de l'air à partir des plantes dans le District Autonome d'Abidjan ».

Ses travaux de terrain ont été financés en partie par la Fondation David et Alice Van Büuren (Université Libre de Bruxelles) qui a offert l'appareil photo numérique de précision, par Vlaamse Interuniversitaire Raad (VLIR) qui a confectionné le box de réflectance et par l'International Foundation for Science (IFS) qui a permis l'acquisition d'un spectrophotomètre.

Ses travaux ont aussi bénéficié de l'aide du Programme d'Appui Stratégique à la Recherche Scientifique (PASRES) pour l'achat de consommables et de l'aide du District Autonome d'Abidjan pour l'emplacement de nos plantes sur les différents sites d'échantillonnage.

REMERCIEMENTS

Le présent travail a bénéficié de la contribution de plusieurs personnes à qui j'exprime ma profonde gratitude et mes sincères remerciements.

Je remercie la Présidente de l'Université Jean Lorougnon Guédé (UJLoG), Professeur TIDOU Abiba Sanogo Epouse KONE, Professeur Titulaire, pour son dévouement à la formation des étudiants,

le vice-président, Professeur KONE Tidiani, Professeur Titulaire, pour son dévouement à la formation des étudiants,

le vice-président, Docteur AKAFFOU Doffou Sélastique, Maître de Conférences, pour son dévouement à la formation des étudiants.

Je remercie le Docteur KOUASSI Kouakou Lazare, Maître de Conférences, Directeur de l'Unité de Formation et de Recherche (UFR) Environnement, pour sa disponibilité et son dévouement au bon déroulement de ce travail.

Je suis reconnaissant envers le directeur scientifique, Docteur TRAORE Karidia, Maître de conférences. Ses conseils avisés et son sens élevé du devoir m'ont été d'un apport très appréciable.

Je remercie les Docteurs BARIMA Yao Sadaïou Sabas et ANGAMAN Djédoux Maxime, Maîtres de conférences, pour leurs apports scientifiques dans la rédaction de ce mémoire.

Je remercie les membres du jury de la soutenance de cette thèse pour leur disponibilité et leurs critiques en vue de l'amélioration de ce travail.

Je remercie les Docteurs SANGNE Yao Charles, BAMBA Issouf et KPANGUI Kouassi Bruno, Maîtres Assistants pour leur disponibilité, leurs conseils, leurs critiques enrichissantes et leurs suggestions qui m'ont permis d'améliorer ce travail.

Je voudrais exprimer ma reconnaissance aux Docteurs N'GOURAN Kobénan Pierre, KOFFI N'Guessan Achille, et KOUAKOU Akoua Tamia, Assistants, ainsi qu'aux Docteurs KOUAKOU Kouassi Apollinaire, ASSALE Adjo Yvette et ZANH Golou Gisèle du Groupe de Recherche Interdisciplinaire en Ecologie du Paysage et en Environnement, pour leurs encouragements tout au long de mes travaux.

Merci à tous mes amis qui ont rendu le travail plus agréable.

Je ne saurais terminer sans exprimer ma reconnaissance à mes frères et sœurs qui m'ont soutenu.

LISTE DES SIGLES, ABREVIATIONS ET ACRONYMES

ADN	Acide Désoxyribonucléique
ANDE	Agence Nationale De l'Environnement
APTI	Indice de tolérance à la pollution de l'air
AR	Axes routiers
Ar	Argon
Cd	Cadmium
CH₄	Méthane
Cl⁻	Ion chlorure
CO	Monoxyde de carbone
CO₂	Dioxyde de carbone
COV	Composés organiques volatils
Cr	Chrome
Cu	Cuivre
CUS	Classe d'utilisation du sol
DAA	District Autonome d'Abidjan
DN	Digital number ou nombre digital
DO	Densité Optique
DVI	Indice de différence de végétation
Cd	Cadmium
CH₄	Méthane
Cl⁻	Densité Optique
DW	Biomasse sèche
EDTA	Acide éthylène diamine tétraacétique
ERO	Espèces réactives de l'oxygène
ERS	European Remote Sensing Satellite
F	Fluore
F⁻	Ion fluorure
FW	Biomasse fraîche
G	Bande spectrale verte
GPS	Global Positioning System
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HCl	Acide chlorhydrique
HF	Acidefluorhydrique
Hg	Mercurie
HNO₃	Acide nitrique
H₂O₂	Peroxyde d'hydrogène
H₂SO₄	Acide sulfurique
H₂S	Sulfure d'hydrogène
Hz	Hertz
ICP-MS	Spectrométrie de masse couplée à un plasma induit
LED	Diode électroluminescente

NDAI	Indice normalisé d'asymétrie dorsiventrale
NDVI	Indice différentiel normalisé de végétation
NO	Monoxyde d'azote
NO₂	Dioxyde d'azote
NO_x	Oxydes d'azote
O₂	Dioxygène
O₂⁻	Radical superoxide
¹O₂	Oxygène singulet
OH[·]	Radical hydroxyle
OMS	Organisation mondiale de la santé
pH	Potentiel hydrogène
PIB	Produit intérieur brut
PJ	Parcs et jardins
PM	Matière particulaire
PNAE	Plan National d'Action Environnementale
ppb	Partie par billion
ppm	Partie par million
RGPH	Recensement Général de la Population et de l'Habitat
Rh	Rhodium
RWC	Teneur relative en eau
S₂⁻	Ion sulfure
SIR	Société Ivoirienne de Raffinage
SLA	Surface spécifique foliaire
Sn	Etain
SO_x	Oxydes de soufre
SO₂	Dioxyde de soufre
SO₄²⁻	Ion sulfate
SPOT	Satellite pour l'Observation de la Terre
TCA	Acide trichloracétique
TW	Biomasse turgescente
UNEP	Programme des nations unies pour l'environnement
v	Fréquence
V	Vanadium
ZI	Zones industrielles
Zn	Zinc
ZR	Zones résidentielles
λ	Longueur d'onde

LISTE DES TABLEAUX

Page

Tableau I : Effets de quelques métaux lourds sur la santé humaine.....14

Tableau II : Réflectance foliaire des espèces étudiées dans les bandes spectrales rouge, verte et bleue dans les classes d'utilisation du sol du District Autonome d'Abidjan53

Tableau III : Indice normalisé d'asymétrie dorsiventrals (NDAI) des feuilles des espèces étudiées dans les bandes spectrales du visible selon la classe d'utilisation du sol dans le District Autonome d'Abidjan54

Tableau IV : Moyennes des paramètres biochimiques des espèces étudiées dans les classes d'utilisation du sol56

Tableau V : Teneur en cuivre (Cu) et plomb (Pb) des feuilles par espèces et par site d'échantillonnage dans les classes d'utilisation du sol du District Autonome d'Abidjan58

LISTE DES FIGURES

Page

Figure 1 : Carte du District Autonome d'Abidjan montrant différentes classes d'utilisation du sol.....	6
Figure 2 : Diagramme ombrothermique de la ville d'Abidjan de 1985 à 2014.....	7
Figure 3 : Impact du dioxyde de soufre (SO ₂) sur les feuilles de plantes.....	10
Figure 4 : Niveaux de dépôt des particules inhalées dans l'appareil respiratoire selon leur taille.....	11
Figure 5 : Représentation schématique des effets des polluants sur les feuilles de plantes à différents niveaux d'organisation biologique	25
Figure 6 : Représentation schématique de l'absorption des polluants par les feuilles.....	26
Figure 7 : Schéma du comportement d'un rayonnement incident au niveau d'une feuille.....	28
Figure 8 : Schéma des comportements spectraux d'un végétal chlorophyllien.....	29
Figure 9 : Rameau feuillé florifère de <i>Barleria prionitis</i> Linn. (Acanthaceae).....	32
Figure 10 : Rameau feuillé florifère de <i>Cassia surattensis</i> F.Muell. (Fabaceae).....	33
Figure 11 : Rameau feuillé de <i>Ficus benjamina</i> Linn. (Moraceae).....	35
Figure 12 : Rameau feuillé florifère de <i>Jatropha integerrima</i> Jacq. (Euphorbiaceae).....	36
Figure 13 : Dispositif de mesure de la réflectance foliaire.....	39
Figure 14 : Matériel de laboratoire utilisés.....	40
Figure 15 : Différentes classes d'utilisation du sol du District Autonome d'Abidjan	41
Figure 16 : Plants en culture dans la pépinière du jardin du District Autonome d'Abidjan.....	44
Figure 17 : Disposition des plants aux abords des axes routiers.....	45
Figure 18 : Face adaxiale (A) et abaxiale (B) d'une feuille de <i>Ficus benjamina</i> lors de la mesure de la réflectance.....	46
Figure 19 : Réflectance saisonnière de la face adaxiale des feuilles de <i>B. prionitis</i> dans le spectre du visible dans les classes d'utilisation du District Autonome d'Abidjan	60
Figure 20 : Réflectance saisonnière de la face abaxiale des feuilles de <i>B. prionitis</i> dans le spectre du visible dans les classes d'utilisation du District Autonome d'Abidjan	61

Figure 21 : Réflectance saisonnière de la face adaxiale des feuilles de <i>C. surattensis</i> dans le spectre du visible dans les classes d'utilisation du District Autonome d'Abidjan	63
Figure 22 : Réflectance saisonnière de la face abaxiale des feuilles de <i>C. surattensis</i> dans le spectre du visible dans les classes d'utilisation du District Autonome d'Abidjan	64
Figure 23 : Réflectance saisonnière de la face adaxiale des feuilles de <i>F. benjamina</i> dans le spectre du visible dans les classes d'utilisation du District Autonome d'Abidjan	66
Figure 24 : Réflectance saisonnière de la face abaxiale des feuilles de <i>F. benjamina</i> dans le spectre du visible dans les classes d'utilisation du District Autonome d'Abidjan	67
Figure 25 : Réflectance saisonnière de la face adaxiale des feuilles de <i>J. integerrima</i> dans le spectre du visible dans les classes d'utilisation du District Autonome d'Abidjan.....	69
Figure 26 : Réflectance saisonnière de la face abaxiale des feuilles de <i>J. integerrima</i> dans le spectre du visible dans les classes d'utilisation du District Autonome d'Abidjan	70
Figure 27 : Variation saisonnière du NDAI des feuilles de <i>B. prionitis</i> dans le spectre du visible dans les classes d'utilisation du District Autonome d'Abidjan	72
Figure 28 : Variation saisonnière du NDAI des feuilles de <i>C. surattensis</i> dans le spectre du visible dans les classes d'utilisation du District Autonome d'Abidjan	73
Figure 29 : Variation saisonnière du NDAI des feuilles de <i>F. benjamina</i> dans le spectre du visible dans les classes d'utilisation du District Autonome d'Abidjan	75
Figure 30 : Variation saisonnière du NDAI des feuilles de <i>J. integerrima</i> dans le spectre du visible dans les classes d'utilisation du District Autonome d'Abidjan	76

Figure 31 : Variation saisonnière des paramètres biochimiques des feuilles de plantes aux abords axes routiers du District Autonome d'Abidjan.....	78
Figure 32 : Variation saisonnière des paramètres biochimiques des feuilles de plantes dans les zones industrielles du District Autonome d'Abidjan	80
Figure 33 : Variation saisonnière des paramètres biochimiques des feuilles de plantes dans les zones résidentielles du District Autonome d'Abidjan	82
Figure 34 : Variation saisonnière des paramètres biochimiques des feuilles de plantes dans les parcs et jardins du District Autonome d'Abidjan	84
Figure 35 : Indice de tolérance à la pollution de l'air (APTI) des espèces en saisons sèche et pluvieuse dans les classes d'utilisation du sol du District Autonome d'Abidjan.....	85

INTRODUCTION

Durant des décennies, les émissions anthropiques de polluants vers l'atmosphère se sont intensifiées et diversifiées du fait de l'urbanisation galopante, de l'industrialisation et de l'essor des moyens de transports (Kardel *et al.*, 2010). En effet, de grandes quantités de substances chimiques sont relâchées dans l'environnement, entraînant des risques tels que les changements microclimatiques et la pollution de l'air dans les villes (Martins *et al.*, 2010). La complexité de la pollution atmosphérique réside dans la variété de ses sources (naturelles et anthropiques) plus ou moins établies, qu'elles soient ponctuelles ou diffuses (OMS, 2005).

Par ailleurs, de grands secteurs d'activités, tels que les transports, les activités industrielles et les incinérations, sont à l'origine de pollutions atmosphériques par émanation des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP), de matières particulaires (PM), de métaux lourds tels que le plomb (Pb) et le cuivre (Cu), de monoxyde de carbone (CO), de dérivés azotés (NOx) et soufrés (SOx), etc. (Bealey *et al.*, 2006).

Des études sur les PM, dans différents centres urbains des pays d'Afrique, comme le Ghana (Dionisio *et al.*, 2010), la Guinée (Weinstein *et al.*, 2010), le Sénégal (Dieme *et al.*, 2012), le Bénin (Cachon *et al.*, 2014), le Maroc (Ait Bouh *et al.*, 2013) et la Côte d'Ivoire (Kouassi *et al.*, 2012 ; N'Gouran *et al.*, 2014 ; Barima *et al.*, 2016), ont montré une importante concentration de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ par jour pour les PM dont le diamètre est inférieure à $10 \mu\text{m}$ et $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ par jour pour les PM dont le diamètre est supérieur à $10 \mu\text{m}$ (OMS, 2005). Cette concentration, excédant les normes de l'Organisation Mondiale de la Santé, constitue un risque pour la santé humaine (Dias *et al.*, 2012).

En Côte d'Ivoire, le District Autonome d'Abidjan est l'un des plus grands centres industriels et commerciaux en Afrique de l'Ouest francophone (Ahoussi *et al.*, 2013), avec une population estimée à 4 707 000 habitants (RGPH, 2014). La forte croissance démographique a contribué à une augmentation spectaculaire de l'utilisation d'automobiles à vieux moteurs diesel (Echui, 2012 ; Kouassi *et al.*, 2012) utilisant du carburant à une teneur élevée en soufre, jusqu'à 5000 ppm au-dessus de la norme de l'Union Européenne qui exige moins de 50 ppm, contrairement aux pays industrialisés (UNEP, 2006).

Face à ce phénomène, des initiatives ont été prises avec le Plan National d'Action Environnementale (PNAE) en 1995, traduisant la volonté des autorités ivoiriennes à contrôler et à réduire la pollution atmosphérique.

Ainsi, plusieurs campagnes de mesure de la qualité de l'air ambiant dans le District Autonome d'Abidjan ont progressivement été menées avec des appareils électroniques (MINEDD, 2011). Ces données restent encore aujourd'hui peu exploitées. En effet, ces méthodes physico-chimiques qui impliquent généralement la collecte d'échantillons d'air sur

des sites particuliers et leur analyse au laboratoire (Wang *et al.*, 2008), sont coûteuses, limitant leur utilisation dans les pays en développement (Gombert & Seaward, 2006). Aussi, la dispersion atmosphérique des polluants ne reflète souvent pas la pollution locale de l'air (Falla *et al.*, 2000).

Le biomonitoring ou surveillance biologique (Rzepka & Cuny, 2008), une méthode moins onéreuse, serait une alternative fiable ou un complément aux méthodes physico-chimiques pour évaluer la qualité de l'air (Kardel *et al.*, 2010). En effet, les végétaux, du fait de leur sédentarité ont la propriété soit de réagir très rapidement aux polluants d'une façon visible ou invisible, soit d'accumuler très fortement les polluants présents (Cuny *et al.*, 2008). La sensibilité de certains végétaux aux polluants peut s'exprimer au niveau des feuilles par des modifications morphologiques, anatomiques et biochimiques (Markert *et al.*, 2003 ; Verma & Singh, 2006 ; Wolterbeek *et al.*, 2010). Ces modifications morphologiques, anatomiques et biochimiques peuvent affecter la réflectance foliaire dans le spectre électromagnétique du visible (Campbell *et al.*, 2007). Ainsi, l'utilisation des feuilles de plantes pour l'évaluation et la surveillance de la qualité de l'air, constitue un enjeu scientifique important.

A cet effet, le biomonitoring de la qualité de l'air en zone urbaine peut être réalisé à partir des caractéristiques spectrales et physicochimiques des feuilles de plantes et s'appuie sur les hypothèses suivantes :

- des caractéristiques spectrales et biochimiques des feuilles végétales varient selon la qualité de l'air en fonction des saisons ;
- les teneurs en Plomb et en Cuivre des feuilles végétales varient selon la qualité de l'air.

Pour vérifier ces hypothèses, la présente étude a pour objectif général d'évaluer la qualité de l'air du District Autonome d'Abidjan à partir des feuilles de *Barleria prionitis* L. (Acanthaceae), *Cassia surattensis* F.Muell. (Fabaceae), *Ficus benjamina* L. (Moraceae) et *Jatropha integerrima* Jacq. (Euphorbiaceae), quatre espèces ornementales.

Pour y parvenir, quatre objectifs spécifiques ont été définis :

- 1- mesurer des caractéristiques spectrales des feuilles de plantes dans différentes classes d'utilisation du sol du District Autonome d'Abidjan ;
- 2- quantifier des paramètres chimiques et biochimiques des feuilles de plantes dans les classes d'utilisation du sol ;
- 3- déterminer l'influence des saisons sur les caractéristiques spectrales des feuilles de plantes dans les classes d'utilisation du sol ;

4- déterminer l'influence des saisons sur les paramètres biochimiques des feuilles des plantes dans les classes d'utilisation du sol.

Ce mémoire s'articule en trois (03) chapitres, en plus de l'introduction et de la conclusion. Le premier chapitre traite des généralités sur la zone d'étude, la revue de littérature sur les polluants atmosphériques et le concept de biomonitoring. Le deuxième chapitre présente le matériel utilisé et les méthodes adoptées pour acquérir les résultats. Dans le troisième chapitre, les résultats sont présentés et discutés.

CHAPITRE I :

**GENERALITES SUR LA ZONE
D'ETUDE, LES POLLUANTS
ATMOSPHERIQUES ET LE CONCEPT
DE BIOMONITORING**

1.1. Zone d'étude

1.1.1. Situation géographique du District Autonome d'Abidjan

Le District Autonome d'Abidjan (DAA) est situé au Sud de la Côte d'Ivoire, entre les latitudes 5°00' et 5°30' N et les longitudes 3°50' et 4°10' W. Il est constitué de treize communes et s'étend sur une superficie de 57 735 hectares dont 8 981 hectares de lagune, soit 16% de la superficie totale (Tohouri *et al.*, 2017). On y trouve plusieurs classes d'utilisation du sol : les axes routiers, les zones résidentielles, les zones industrielles, les parcs à bois et jardins botaniques (Figure 1). Au sein du DAA, la ville d'Abidjan, capitale économique de la Côte d'Ivoire, regroupe la majeure partie des activités industrielles et administratives du pays (Ahoussi *et al.*, 2013). Il a été créé par la loi N°2001-478 du 09 Août 2001 pour gérer l'aménagement du territoire, la gestion des déchets et les grands projets de développement qui prennent en compte l'agglomération d'Abidjan dans son ensemble (Kassoum, 2013).

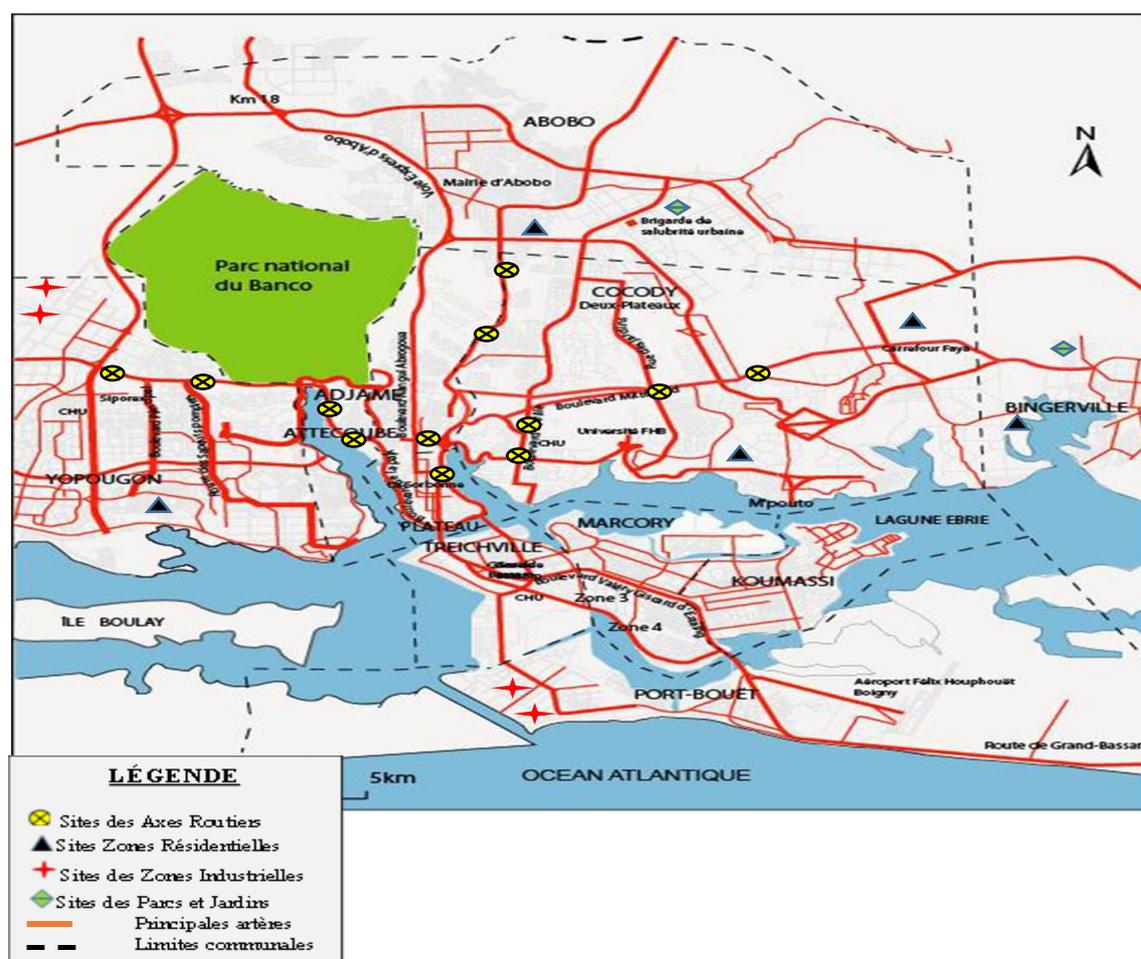


Figure 1 : Carte du District Autonome d'Abidjan montrant différentes classes d'utilisation du sol (Sources des données : CNTIG, 2012 modifiée)

1.1.2. Climat

Le District Autonome d'Abidjan est soumis à un climat équatorial de transition qui à quatre saisons (Figure 2) dont deux pluvieuses et deux sèches (Ahoussi *et al.*, 2013). La grande saison sèche s'étend de décembre à février tandis que la petite saison sèche dure tout le mois d'août. La grande saison des pluies s'étend d'avril à juin avec un pic atteint en juin tandis que la petite saison pluvieuse dure de septembre à novembre avec un pic atteint en novembre. Les précipitations moyennes mensuelles varient entre 15,7 et 374,1 mm de pluie alors que les températures moyennes mensuelles oscillent entre 24,4 et 27,8 °C.

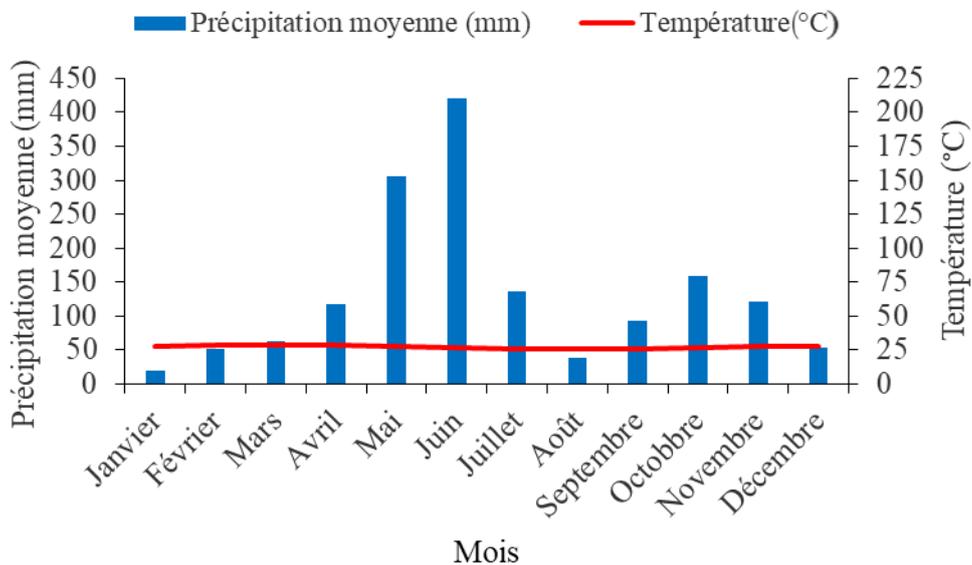


Figure 2 : Diagramme ombrothermique de la ville d'Abidjan de 1985 à 2014

(Sources des données: www.Tutiempo.net)

1.1.3. Sol

Le sol du District Autonome d'Abidjan est essentiellement de type sablo-argileux (Delor *et al.*, 1992). Selon Tastet (1979), le District appartient au bassin sédimentaire côtier ivoirien. Ce bassin âgé du Crétacé Quaternaire, présente d'énormes potentialités en eaux souterraines (Jourda, 1987). Au Nord du district, les terrains géologiques sont constitués des sédiments du Tertiaire représentés par les sables, les argiles et les grès ferrugineux. Les vases et les sables lessivés sont rencontrés vers les bordures lagunaires. Au Sud du District, les

sédiments du Quaternaire sont constitués de sables des cordons marins, de sables, d'argiles et de grès ferrugineux (Jourda, 1987).

La transformation de ces roches a donné des sols ferrallitiques fortement desaturés et présentant un horizon humifère peu épais. L'ensemble des sols remaniés (horizon gravillonnaire ou granuleux épais) occupe les modelés plus ou moins ondulés issus des granites, des schistes et des roches basiques (Ambé, 2001).

Les sols hydromorphes constituent l'élément pédologique important du District Autonome d'Abidjan. Cette hydromorphie a été provoquée par une évolution pédologique dominée par un excès d'eau. Les sols récents et peu évolués, bien que spatialement plus réduits que les deux autres, se sont développés dans le secteur littoral, en présentant un faciès assez grossier où dominant les éléments sableux (Guillaumet & Adjanohoun, 1971).

1.1.4. Végétation

Le District Autonome d'Abidjan appartient au secteur ombrophile du Domaine Guinéen où la végétation est dominée par la forêt dense humide sempervirente (Guillaumet & Adjanohoun, 1971). Selon Mangenot (1955), cette forêt est caractérisée par la présence de deux espèces : *Turraeanthus africanus* (Welw. Ex. C.DC.) Pellegr (Meliaceae) et *Heisteria parvifolia* Sm (Olacaceae). La forêt est actuellement perturbée par des pressions anthropiques telles que l'urbanisation, l'exploitation forestière, les défrichements agricoles. De la forêt originelle, il ne reste plus que quelques îlots de forêt dense sempervirente (Guillaumet & Adjanohoun, 1971) dont la plus importante est la forêt du Banco qui couvre une superficie de 3000 hectares. La forêt du Banco, désormais encerclée par la ville d'Abidjan et ses axes routiers, constitue toutefois le véritable poumon du District Autonome d'Abidjan, indispensable à l'équilibre environnemental de la région des lagunes. Dans la forêt, les espèces telles que : *Monanthotaxis capea* Verdc. (Annonaceae), *Alafia scandens* (Thonn.) De Wild. (Apocynaceae), *Anthostema senegalense* A. Juss. (Euphorbiaceae), *Chlorophora excelsa* Welw. (Moraceae) et *Dioscorea lecardii* De Wild. (Dioscoreaceae) sont en voie d'extinction parce qu'elles sont surexploitées ou parce que leurs sites, particuliers, sont perturbés (Mangenot, 1955).

En outre, le District regorge d'une mosaïque de végétations dont des savanes côtières, des formations marécageuses, des fourrés, des forêts secondaires, des forêts littorales et des plantations abandonnées (Gnagbo *et al.*, 2016).

Les mangroves, pauvres en espèces, sont interrompues par des plages vaseuses couvertes de *Paspalum vaginatum* Sw. (Poaceae) et des touffes dressées d'*Acrostichum aureum* Linn. (Pteridaceae).

1.1.5. Population et activités économiques

La population du District Autonome d'Abidjan était estimée à 4 707 404 habitants en 2014, soit 20,8 % de la population totale du pays (RGPH, 2014). Le District connaît une forte industrialisation et une urbanisation galopante. Le Port Autonome d'Abidjan représente 40 % du produit intérieur brut (PIB) de la Côte d'Ivoire. Le DAA possède également dix (10) boulevards et deux (2) autoroutes et un important réseau de routes asphaltées reliant les communes entre elles et menant dans les autres villes du pays. La plupart des véhicules de transport du DAA ont des moteurs Diesel (Barima *et al.*, 2014). Le carburant de ces moteurs contient encore une quantité significative de soufre par rapport aux pays industrialisés (PNUE, 2006). En effet, la norme locale de pollution (5 000 ppm) est bien au-dessus de la norme de pollution dans l'Union Européenne qui est inférieure à 50 ppm (PNUE, 2006 ; Barima *et al.*, 2014).

1.2. Polluants atmosphériques et concept de biomonitoring

1.2.1. Pollution atmosphérique

Plusieurs définitions ont été attribuées au terme "Pollution Atmosphérique". En Côte d'Ivoire, la pollution a été définie, dans l'article 1^{er} de la loi n° 96-766 du 3 octobre 1996 portant Code de l'environnement relative à la pollution atmosphérique. Cette pollution atmosphérique est définie comme l'émission volontaire ou accidentelle dans la couche atmosphérique de gaz, de fumées ou de substances de nature à créer des nuisances pour les êtres vivants, à compromettre leur santé ou la sécurité publique ou à nuire à la production agricole, à la conservation des édifices ou au caractère des sites et paysages.

1.2.2. Principaux polluants atmosphériques et leurs effets

1.2.2.1. Dioxyde de soufre

Le dioxyde de soufre (SO_2) provient essentiellement de la combustion du soufre contenu dans les combustibles fossiles (fuel, charbon) utilisés dans les centrales thermiques, les chaufferies et les fours industriels. Les moteurs diesel et certains procédés industriels, comme la fabrication de l'acide sulfurique, émettent également du dioxyde de soufre (Ramade, 2007).

Le SO_2 est un gaz irritant pour les muqueuses et les voies respiratoires. Quand il s'associe aux particules atmosphériques, il peut selon les concentrations déclencher des effets bronchospastiques chez les asthmatiques, augmenter les problèmes respiratoires chez les adultes (toux, gêne respiratoire) et altérer la fonction respiratoire chez les enfants (Ramade, 2007).

Chez les végétaux, les dommages peuvent se manifester sous la forme de lésions nécrotiques (tissus morts) et entraîner le jaunissement ou la chlorose de la feuille (Figure 3).

En présence d'humidité, le SO_2 forme de l'acide sulfurique (H_2SO_4), contribuant ainsi au phénomène des pluies et brouillards acides qui dépérissent les forêts et dégradent les pierres calcaires et les matériaux de certaines constructions (Stenger, 1998).

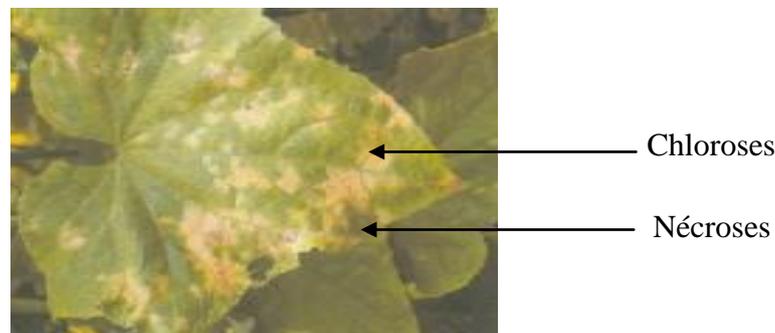


Figure 3 : Impacts du dioxyde de soufre (SO_2) sur les feuilles de plantes (Stenger, 1998)

1.2.2.2. Oxydes d'azote

Les oxydes d'azote résultent de la combinaison entre l'oxygène et l'azote de l'air sous l'effet des hautes températures des processus de combustion. Ils sont émis par les moteurs de véhicules automobiles et par les installations fixes (installations de combustion de toute taille et certains procédés industriels tels que la fabrication de l'acide nitrique).

Les oxydes d'azote (NO et NO₂) sont très toxiques pour l'homme. Le dioxyde d'azote (NO₂) est encore plus toxique que le monoxyde (NO), il peut provoquer des troubles respiratoires conduisant très rapidement à l'œdème pulmonaire. Le NO₂ pénètre les voies respiratoires, provoquant une hyperréactivité bronchique chez les patients asthmatiques et un accroissement de la sensibilité des bronches aux infections chez les enfants. Un ppm d'oxydes d'azote inhalé pendant une heure entraîne des modifications morphologiques des tissus spécifiques de la structure des poumons (OMS, 2000).

1.2.2.3. Particules fines en suspension

Les particules fines sont un mélange complexe de particules solides et liquides de composants organiques et inorganiques qui dérivent de diverses sources de pollution, telles que l'activité des industries lourdes et la circulation routière (Morawska & Zhang, 2002). Ces particules en suspension (notées PM qui vient de l'anglais Particule Matter) varient en termes de taille, de nombre, de surface, de composition chimique et de solubilité et d'origine (OMS, 2005 ; Pope *et al.*, 2006). L'augmentation de la pollution de l'air s'accompagne également d'une augmentation de 1 % des hospitalisations pour asthme et affections respiratoires obstructives chroniques chez les personnes âgées (Atkinson *et al.*, 2001) et d'une augmentation de 0,5 % des hospitalisations pour affections cardiovasculaires (Le Tertre *et al.*, 2002).

Outre leurs effets sur l'environnement tels que la pollution visuelle et l'asphyxie des végétaux, les particules en suspension ont des influences néfastes sur l'organisme humain. Ils provoquent des difficultés respiratoires chez les personnes fragiles (notamment chez l'enfant). Certaines de ces poussières ont des propriétés mutagènes ou cancérigènes. Le nombre d'aérosols pénétrant dans les poumons dépend de leur taille. Au-delà de 5 µm, ils sont arrêtés par la trachée et les muqueuses. Entre 2 et 5 µm, ils sont stoppés au niveau des bronches primaires. Entre 1 et 2 µm, ils s'arrêtent aux bronches terminales. Enfin, en dessous de 1 µm, ils se retrouvent au niveau des alvéoles pulmonaires (Figure 4). Une grande partie des particules les plus fines (< 0,5 µm) sont d'origine anthropique (combustions) et peuvent, selon leur composition, adsorber des agents chimiques toxiques (métaux lourds, HAP, etc.) et les faire pénétrer les alvéoles pulmonaires (Niessner, 1986).

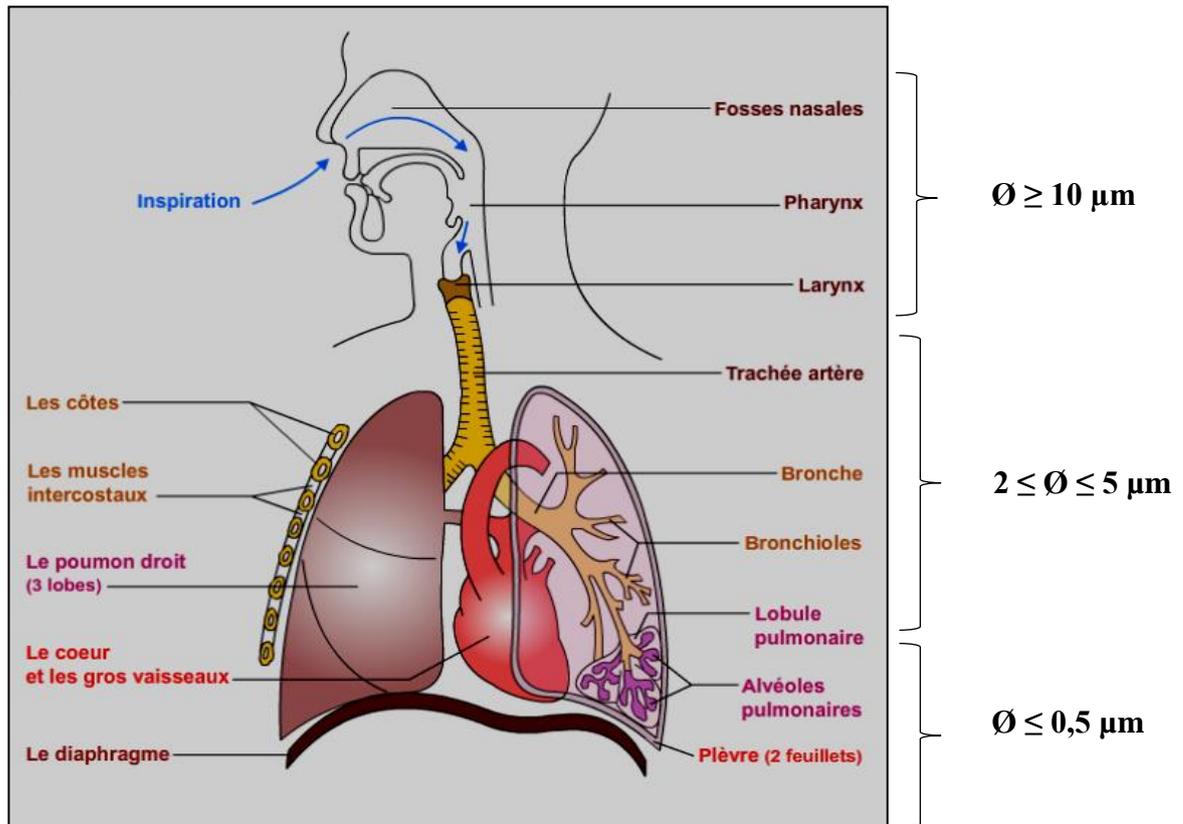


Figure 4 : Niveaux de dépôt des particules inhalées dans l'appareil respiratoire selon leur taille (Prouvost & Declercq, 1986 modifié)

1.2.2.4. Hydrocarbures

Les hydrocarbures (hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), sont des molécules renfermant des atomes d'hydrogène et de carbone moléculaires. On distingue deux grandes classes d'hydrocarbures : les aliphatiques et les aromatiques. Les premiers possèdent une chaîne carbonée linéaire saturée, tandis que les seconds présentent des structures moléculaires constituées essentiellement de noyaux benzéniques (C_6H_6 , chaîne cyclique) (Foan, 2012).

Les hydrocarbures contenus dans le pétrole, après leur dispersion dans l'environnement, sont immédiatement soumis à une série de processus naturels tels que l'évaporation, la dissolution, l'oxydation photochimique, l'adsorption sur des particules ou la biodégradation. Les effets sur la santé sont très divers selon la nature des composés. Ils vont de la simple gêne olfactive à une irritation des voies respiratoires, une diminution de la capacité respiratoire, jusqu'à des risques d'effets mutagènes et cancérigènes. Les hydrocarbures peuvent être à l'origine de troubles neurodigestifs. En termes de réactivité

chimique, les hydrocarbures aliphatiques saturés sont considérés comme inertes. Les HAP par contre, sont considérés comme toxiques. Ceux de masse moléculaire élevée (4 noyaux ou plus) sont généralement très peu solubles dans l'eau et ont une forte tendance à se fixer à la surface des particules en suspension dans l'air et dans l'eau. Ils peuvent contribuer à augmenter l'action cancérigène d'autres composés chimiques introduits dans l'organisme par voie respiratoire (Pajot, 2000).

1.2.2.5. Monoxyde de carbone

Le monoxyde de carbone (CO) naturel provient de l'oxydation des hydrocarbures, des océans et des feux de forêt. Les sources anthropiques (environ 2/3 des émissions totales) résultent aussi des combustions fossiles dans les feux de forêt ou agricoles, mais également de la combustion incomplète des carburants dans les moteurs automobiles (Deletraz, 2000). Une fois dans l'atmosphère, il se transforme éventuellement en dioxyde de carbone (CO₂), un des plus importants gaz à effet de serre (Ramade, 2007).

Le CO se fixe à la place de l'oxygène dans le sang, conduisant ainsi à un manque d'oxygénation du système nerveux, du cœur et des vaisseaux sanguins. A des taux importants et doses répétées, il peut être à l'origine d'intoxication chronique. En cas d'exposition prolongée, il peut être mortel ou laisser des séquelles neuropsychiques irréversibles (OMS, 2000).

1.2.2.6. Métaux lourds

Les éléments traces métalliques, aussi appelés métaux lourds ou métaux toxiques, sont essentiellement émis lors de la mise en œuvre de procédés industriels (fonderies, sidérurgies et métallurgies), mais aussi lors de la combustion de pétrole, de charbon ou de déchets ménagers. Le trafic routier (rejets et usure des véhicules) contribue également aux émissions atmosphériques d'éléments traces métalliques. Les principaux métaux toxiques sont le plomb (Pb), le mercure (Hg), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), l'étain (Sn), le manganèse (Mn), le nickel (Ni), le vanadium (V), le zinc (Zn), le cuivre (Cu). La toxicité de ces métaux dépend de leur polymorphisme chimique, lié à leur forme et au composé minéral ou organique dans lequel ils sont incorporés (Tableau I). La plupart de ces éléments sont véhiculés par les particules dont les plus fines pénètrent profondément dans l'appareil respiratoire, augmentant les risques de toxicité (atteintes neurologiques, cardiovasculaires, respiratoires, rénales, etc.) (Zhang *et al.*, 2000 ; Cuny *et al.*, 2008).

Tableau I : Effets de quelques métaux lourds sur la santé humaine (Tonneau, 2003)

Polluants	Valeur limite	Effets sur la santé
Arsenic (As)	1 mg/m ³	- Cancérogène et atteinte de différents organes (foie, système nerveux, peau)
Cadmium (Cd)	0,1 mg/m ³	- Dommages rénaux pour des expositions chroniques à faible dose - Oxydes, chlorures, sulfates et sulfures de Cd classés cancérogènes
Chrome (Cr)	1 mg/m ³	- Dommages du système respiratoire pour des expositions à long terme aux chromates - Composés avec Cr (VI) responsable d'eczéma ; Cr (VI) cancérogène - Chromate de Zn cancérogène
Cuivre (Cu)	1 mg/m ³	- Effets irritants par inhalation, allergie par contact - Lésion du foie par voie orale sur longue période
Mercure (Hg)	0,1 mg/m ³	- Cerveau et reins touchés - Intoxication chronique responsable de dommage irréversible sur le système nerveux central et périphérique - Sous la forme organique peut perturber le développement du fœtus
Nickel (Ni)	1 mg/m ³	- Allergies par contact avec la peau et présence dans la nourriture pour les personnes sensibles - Composés de Ni cancérogène du nez et des poumons
Plomb (Pb)	1 mg/m ³	- Anémie à forte dose - Perturbation du système nerveux et du fonctionnement des reins - Effet mutagène de l'acétate et du phosphate de Pb
Etain (Sn)	1 mg/m ³	- Effet irritatif à forte dose des yeux, du nez, des bronches
Zinc (Zn)	1 mg/m ³	- Chromate de Zn cancérogène

1.3. Effets des polluants sur les plantes

1.3.1. Définition du stress oxydant

Le stress oxydatif ou stress oxydant se définit comme étant un déséquilibre de la balance oxydants-antioxydants en faveur des oxydants (Atamer *et al.*, 2008). Il se développe lorsque les radicaux libres des molécules oxydantes et les espèces réactives de l'oxygène (ERO) sont produits plus rapidement qu'ils ne peuvent être neutralisés par l'organisme. On parle de stress oxydant lorsque la formation d'ERO excède les capacités de défense du système antioxydant (Tremellen, 2008).

1.3.2. Facteurs du stress oxydant chez les plantes

Dans les cellules végétales, les chloroplastes, les mitochondries et les peroxysomes sont les principales sources génératrices des espèces réactives de l'oxygène (Hernandez *et al.*, 1995 ; Lamb & Dixon, 1997). Des composés à fort potentiel oxydant, sont produits constamment au sein d'un organisme en situation de stress (Favier, 2003).

Le stress oxydant, conséquence naturelle du métabolisme de l'oxygène, est normalement contrôlé par des systèmes endogènes de défense antioxydants. Les antioxydants cellulaires peuvent être enzymatiques ou non enzymatiques (Cho & Seo, 2005). Généralement, l'augmentation des activités des enzymes impliquées dans les réactions de défense semble être liée à l'espèce ou à la variété végétale utilisée, aux conditions physiologiques de la plante utilisée, ou encore au type de stress oxydant. Les chaînes de transfert d'électrons au niveau de l'appareil photosynthétique sont capables de produire une grande quantité des ERO (Parent *et al.*, 2008). Les ERO sont formées au cours du métabolisme normal de la plante et l'augmentation de leur concentration intracellulaire est souvent synonyme de stress. En effet, de nombreux stress (la sécheresse, la salinité, les chocs thermiques, l'attaque par un pathogène, les ultraviolets, les polluants atmosphériques ou encore les Eléments Traces Métalliques) sont capables d'induire une production accrue des ERO (Dat *et al.*, 2000 ; Van Breusegem & Dat, 2006). Si la contribution de la mitochondrie à la production des ERO lors de la réponse au stress est encore mal définie (Heyno *et al.*, 2008), dans la plupart des situations où les conditions environnementales sont modifiées, une forte augmentation des ERO est observée au niveau des chloroplastes et des péroxysomes (Dat *et al.*, 2000 ; Mittler, 2002 ; Laloi *et al.*, 2004 ; DalCorso *et al.*, 2008). Les ERO peuvent, en effet, agir comme molécules de la signalisation cellulaire pour mettre en place des mécanismes de défense vis-à-vis d'un stress, qu'il soit d'origine biotique ou abiotique (Dat *et al.*, 2000).

1.3.3. Espèces réactives de l'oxygène

Le terme espèces réactives de l'oxygène (ERO) est un terme collectif décrivant à la fois les radicaux de l'oxygène (O_2^- , OH \cdot , ROO \cdot , RO \cdot) et ses dérivés non radicalaires (H_2O_2 , HOCl, O_2 singulet, O_3). Les ERO sont des dérivés de l'oxygène dans lesquels certains électrons se trouvent dans un état énergétique excité et très réactionnel. Elles représentent la plus importante classe d'espèces réactives des organismes vivants et la cause majeure du stress oxydatif (Valko *et al.*, 2007).

Dans une large gamme de stress chimiques provoqués par des xénobiotiques de cibles variées, les organismes photosynthétiques subissent souvent un stress oxydatif généralisé lié à une surproduction des ERO (Mittler *et al.*, 2004). Ces dernières possèdent une configuration électronique spécifique très réactive, générant des cascades de réactions d'oxydation de molécules biologiques. Les principales ERO sont l'anion superoxyde (O_2^-), l'oxygène singulet (1O_2), le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) et le radical hydroxyle (OH \cdot). Ces molécules sont naturellement et continuellement produites chez les plantes par différentes voies métaboliques, comme les processus liés à la respiration ou la photosynthèse et se retrouvent dans les mitochondries, les chloroplastes, les peroxysomes, le réticulum endoplasmique et le cytoplasme (Dat *et al.*, 2000). Les ERO sont aussi à l'origine d'un système de signalisation cellulaire, notamment en contexte de stress où leur rôle comme messenger secondaire est clairement établi (Desikan *et al.*, 2001 ; Mittler *et al.*, 2011 ; Foyer & Noctor, 2013). Leur implication dans la régulation de l'expression génétique a aussi permis de démontrer leur rôle d'inducteur de la mort cellulaire programmée (Van Breusegem & Dat, 2006). En conditions de stress, notamment abiotiques, la surproduction des ERO aboutit à un stress oxydatif quand leur détoxification n'est pas performante ou inhibée. Les ERO sont constamment produites chez les organismes vivants au cours du métabolisme normal et en particulier au niveau de la chaîne respiratoire mitochondriale où 1 à 2 % de l'oxygène métabolisé est converti en ion superoxyde (O_2^-) (Foyer & Noctor, 2005). Des sources exogènes telles que les radiations ionisantes et les polluants peuvent également générer ces espèces réactives de l'oxygène et imposer un stress oxydant supplémentaire aux systèmes biologiques (Favier, 2003).

1.4. Mécanismes de défense des végétaux face aux polluants

Pour répondre aux dommages liés au stress oxydant, divers composés qualifiés d'antioxydants sont synthétisés au niveau cellulaire.

Les trois principaux mécanismes d'action antioxydante développés par les organismes vivants visent à éliminer les ERO et les catalyseurs de leur formation, à induire la synthèse des antioxydants et à augmenter l'activité des systèmes de réparation et d'élimination des molécules endommagées (Sies, 2008).

Un antioxydant est défini comme une substance qui, ajoutée à faible dose à un produit naturellement oxydable à l'air, est capable de ralentir ou d'inhiber le phénomène d'oxydation. Le terme "antioxydant" englobe ainsi toutes les substances qui protègent les systèmes biologiques contre les effets délétères potentiels des processus ou des réactions qui engendrent une oxydation excessive (Shimizu, 2004).

Les plantes possèdent des mécanismes leur permettant de limiter la production des ERO lors de leurs processus métaboliques. Elles sont dotées d'un arsenal d'enzymes et de métabolites antioxydants suffisants pour faire face aux ERO. La tolérance des plantes aux facteurs environnementaux qui provoquent un stress oxydatif est assurée par l'augmentation du niveau de différents antioxydants dans la plante (Mittler, 2002). Les plantes possèdent également de nombreux composés et enzymes leur permettant d'empêcher la production des ERO ou de la contrôler. En effet, les stress induits par les métaux lourds, la sécheresse, la salinité, les chocs thermiques, les polluants atmosphériques sont responsables d'une production accrue des ERO dans les plantes (Dat *et al.*, 2000 ; Van Breusegem & Dat, 2006).

Il existe deux grands types de mécanismes antioxydants selon la nature des molécules antioxydantes, à savoir : enzymatiques ou non enzymatiques.

1.4.1. Antioxydants non enzymatiques

Les molécules antioxydantes non enzymatiques agissent par réduction ou piégeage de radicaux. Elles renforcent les actions des enzymes antioxydantes (Deneke & Fanburg, 1989).

Ainsi, l'acide lipoiq ue est un réducteur puissant du glutathion (GSH) et des radicaux peroxy les. Le glutathion neutralise les espèces réactives de l'oxygène comme les radicaux hydroxy les et réduit le peroxyde d'hydrogène et les lipoperoxydes (Munday & Winterburn, 1989 ; Deleve & Kaplowitz, 1991) et inactive l'oxygène singulet à pH 7 (Cadenas, 1989).

1.4.1.1. Acide ascorbique

L'acide ascorbique (ou vitamine C) au niveau du cytoplasme, réduit l'anion superoxyde, le radical hydroxyle et de nombreux hydroperoxydes lipidiques (Koechlin-Ramonatxo, 2006). L'acide L-ascorbique (ASC) est l'un des principaux acides faibles de la cellule végétale (Potters *et al.*, 2002).

L'ascorbate est essentiellement utilisé au niveau cellulaire comme un donneur d'électrons. Il interviendrait notamment dans la régulation du cycle cellulaire et dans l'extension de la paroi (Horemans *et al.*, 2000).

L'ascorbate est toutefois plus connu pour ses propriétés antioxydantes (Horemans *et al.*, 2000; Potters *et al.*, 2002 ; Pignocchi & Foyer, 2003). En effet, il réagit rapidement avec l'anion superoxyde et l'oxygène singulet, ou encore avec le peroxyde d'hydrogène, mais cette dernière réaction est catalysée par l'ascorbate peroxydase (APX) (Foyer & Noctor, 2005). L'ascorbate est indispensable pour sa capacité à réduire d'autres antioxydants oxydés comme la vitamine E ou les caroténoïdes (Asada, 1994).

1.4.1.2. Glutathion

Le glutathion (GSH) est le thiol le plus abondant dans les organismes et les systèmes vivants. Il est antioxydant par son caractère nucléophile et radicalaire (Baudin, 2006). L'oxydation du glutathion entraîne la formation d'un pont disulfure entre les cystéines de deux glutathions (forme réduite et forme oxydée). En conditions non stressantes, les cellules maintiennent un ratio du glutathion réduit et du glutathion oxydé très important dans le cytosol et la mitochondrie (May *et al.*, 1998). La concentration du GSH est très importante dans les cellules végétales et en particulier, dans les chloroplastes où elle peut atteindre 5 mM (Noctor & Foyer 1998).

Le glutathion joue de nombreux rôles physiologiques chez les végétaux (May *et al.*, 1998 ; Noctor & Foyer 1998). Il représente une forme importante de stockage de sulfure réduit et participe à l'allocation en sulfure des différents compartiments cellulaires et des différents organes (Herschbach & Rennenberg, 1991 ; Lappartient & Touraine, 1996). C'est également un régulateur de l'expression génique (Wingate *et al.*, 1988) et le précurseur des phytochélatines (PC) jouant un rôle prédominant dans la séquestration des métaux chez les végétaux (Grill *et al.*, 1989 ; Clemens, 2006).

1.4.1.3. Vitamine E

La vitamine E (dont l' α -tocophérol) est un lipophile considérée comme étant le plus important chez les animaux, les humains et les plantes (Van Eenennaam *et al.*, 2003).

Toutefois, l' α -tocophérol est un piègeur d'oxygène singulet et de radical hydroxyle (Krieger-Liszkay & Trebst, 2006). La vitamine E protège les membranes contre la lipoperoxydation en cédant un atome d'hydrogène aux espèces radicalaires (Byczkowski & Gessner, 1988 ; Cadenas, 1989). Elle est régénérée par la vitamine C. Elle protège également les pigments photosynthétiques, participant ainsi à la protection de l'appareil photosynthétique (Fryer, 1992).

1.4.1.4. Caroténoïdes

Les caroténoïdes sont des pigments végétaux lipophiles formant une famille de plus de 600 molécules. Ils jouent le rôle de pigments accessoires de l'antenne collectrice des photosystèmes (El Mannoubi *et al.*, 2010). En dehors de cette implication dans le processus photosynthétique, les caroténoïdes associés à l'antenne collectrice, participent à la protection de l'appareil photosynthétique contre les espèces réactives de l'oxygène (Asada, 1994 ; Miller *et al.*, 1996).

Ces pigments possèdent la capacité de capter l'énergie de la chlorophylle triplet ou de l'oxygène singulet (Telfer *et al.*, 1994 ; Mozzo *et al.*, 2008). Toutefois, la capacité de transfert d'énergie des caroténoïdes vers le dioxygène étant faible, ces pigments retrouvent leurs états initiaux en perdant leurs énergies sous forme de chaleur. Le mécanisme de captage/perte d'énergie par la chaleur peut également s'effectuer à partir de la chlorophylle singulet (Demmig-Adams & Adams, 1996).

1.4.2. Antioxydants enzymatiques

Les cellules végétales possèdent de nombreuses voies de dégradation enzymatique des espèces réactives de l'oxygène. Les molécules antioxydantes enzymatiques sont des superoxydes dismutases (SOD) présentes dans les chloroplastes, le cytoplasme et les mitochondries. Elles constituent les premières lignes de défense cellulaire contre les radicaux oxygènes (Alscher *et al.*, 1997). Elles catalysent la réaction de dismutation du radical superoxyde. Les peroxydases catalysent la réduction chimique d'une grande variété de peroxydes à l'aide d'un substrat (l'ascorbate peroxydase). Les catalases, possédant un groupement hème (fer), catalysent la réduction du peroxyde d'hydrogène en eau et en oxygène. Elles possèdent également une activité peroxydase (le peroxyde d'hydrogène) qui

réagit avec le fer du site actif de l'enzyme pour former un composé non réactif (Chance *et al.*, 1979). Ces enzymes sont toutes des métalloprotéines et agissent de façon coordonnée.

1.4.2.1. Superoxydes dismutases

Les superoxydes dismutases (EC 1.15.1.1) sont des métallo-enzymes se retrouvant dans l'ensemble du monde vivant, mis à part quelques microorganismes (Alscher *et al.*, 2002). Les plantes possèdent trois types de superoxyde dismutases (SOD) contenant des groupements prosthétiques renfermant des métaux différents du fer (FeSOD), du manganèse (MnSOD) ou du cuivre et du zinc (CuZnSOD)). L'activité du superoxydes dismutases augmente dans des conditions qui favorisent le stress oxydatif (Smirnov, 1995).

La dismutation des anions superoxydes doit néanmoins être couplée à des réactions qui éliminent spécifiquement le peroxyde d'hydrogène (H₂O₂). Du fait de leur localisation subcellulaire (peroxysomes), les catalases ne sont cependant pas les enzymes les plus importantes dans le contexte d'élimination du superoxyde mitochondrial (Halliwell, 2006). Le superoxydes dismutases convertit le superoxyde en peroxyde d'hydrogène et oxygène moléculaire selon la réaction suivante (Matès *et al.*, 1999 ; Matès, 2000) :



1.4.2.2. Catalases

La catalase (CAT) (EC 1.11.1.6) est une enzyme majoritairement peroxysomale catalysant la dismutation du peroxyde d'hydrogène (Arora *et al.*, 2002). Elle est formée de quatre chaînes polypeptidiques d'environ 500 acides aminés, comportant chacune un groupe hémique comprenant un atome de fer. L'activité de la catalase augmente lors du stress oxydatif (Smirnov, 1995 ; Feierabned, 2005). L'affinité de la catalase avec le peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) montre que ces enzymes sont impliquées dans l'élimination des espèces réactives d'oxygènes dans un contexte de stress oxydatif (Mittler, 2002 ; Feierabend, 2005). Elle n'est efficace que lorsque la concentration en peroxyde d'hydrogène est élevée. La catalase réagit très efficacement avec ce dernier pour former de l'eau et de l'oxygène moléculaire et avec les donneurs d'hydrogène qui sont : le méthanol, l'éthanol, l'acide formique ou phénol (Matès *et al.*, 1999 ; Matès, 2000) selon les équations ci-dessous :



1.4.2.3. Ascorbate peroxydase

L'ascorbate peroxydase (APX) est une enzyme présente chez les plantes et certaines cyanobactéries (Raven, 2003). L'ascorbate peroxydase est surtout présente dans les chloroplastes et dans le cytosol. Parmi les différentes peroxydases qui inactivent le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2), l'ascorbate peroxydase occupe une place importante (Halliwell, 2006). Elle élimine le peroxyde d'hydrogène en utilisant l'ascorbate (vitamine C) comme co-substrat et en l'oxydant (Halliwell, 2006). En plus du site de liaison pour l'ascorbate, l'ascorbate peroxydase possède un second site de liaison potentiel pour les composés phénoliques (Mittler & Poulos, 2005).

1.5. Biomonitoring

1.5.1. Définition

Le biomonitoring ou biosurveillance peut être définie comme « l'utilisation à tous les niveaux d'organisation biologique (moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique, tissulaire, morphologique, écologique) d'un organisme ou d'un ensemble d'organismes pour prévoir et/ou révéler une altération de l'environnement et pour en suivre l'évolution » (Garrec & Van Haluwyn, 2002).

1.5.2. Différents concepts du biomonitoring

1.5.2.1. Biomonitoring passif

Le biomonitoring passif est utilisé pour l'observation sur le long terme d'une évolution des concentrations de polluants dans une zone définie (Rzepka & cuny, 2008). Dans ce cas de figure, les végétaux poussant naturellement sur les zones d'investigation sont utilisés. Le biomonitoring passif a l'avantage de pouvoir suivre l'évolution de la pollution sur une période donnée dans des conditions stationnelles (climat, température, etc.) et des facteurs propres au végétal (variabilité génétique). L'inconvénient majeur de cette approche reste le choix limité des sites, des espèces et de leur environnement (Garrec & Van Haluwyn, 2002).

1.5.2.2. Biomonitoring actif

Le biomonitoring actif est une technique expérimentale où les organismes utilisés pour l'étude sont transférés d'un environnement non pollué (milieu dit « sain ») vers un site pollué ou suspecté de l'être (Wuytack *et al.*, 2010). Le biomonitoring actif est généralement utilisé pour connaître le niveau de pollution d'un milieu, ainsi que la répartition des contaminants dans une ou plusieurs régions (Rzepka & Cuny, 2009). Cette méthode est utilisée pour pallier aux problèmes d'absence d'espèces utilisables dans la zone d'étude, à la mauvaise répartition d'une espèce qui ne permet pas un échantillonnage représentatif de la zone d'étude. L'avantage principal de la transplantation est qu'il permet un total contrôle du temps d'exposition (Rzepka & Cuny, 2008).

1.5.3. Différentes approches du biomonitoring

1.5.3.1. Biomonitoring par les biomarqueurs

Un biomarqueur est un paramètre biologique observable qui permet d'obtenir des informations quant au degré d'exposition présent ou passé (Stagg, 1998 ; Key *et al.*, 2006). Il peut s'agir d'un paramètre génétique, enzymatique, physiologique, morphologique, moléculaire, cellulaire, biochimique, etc. (Kaiser, 2001 ; Markert *et al.*, 2003). Dans certains cas, les altérations provoquées par les polluants sur ce paramètre biologique peuvent engendrer des changements au niveau comportemental chez les organismes. C'est pourquoi, ces changements sont alors considérés comme un type particulier de biomarqueurs (Kaiser, 2001). Par conséquent, un biomarqueur peut permettre de détecter les pressions environnementales dans un milieu donné avant même que les effets néfastes ne se fassent sentir au niveau des organismes (Den Besten *et al.*, 2001).

Il existe différents types de biomarqueurs.

1.5.3.1.1. Biomarqueur d'exposition

Un biomarqueur d'exposition est un indicateur de la contamination des systèmes biologiques par un ou plusieurs xénobiotique(s). Ils peuvent être le résultat de l'interaction du polluant avec des molécules biologiques dans des tissus et/ou dans des liquides corporels (métabolites spécifiques de la conjugaison au glutathion, adduits à l'ADN, etc.) (Cuzick *et al.*, 1990).

Un biomarqueur d'exposition peut également prendre la forme d'activités ou de quantités anormales d'enzymes (telles que celles impliquées dans les activités de biotransformation). En effet, certaines enzymes sont capables d'être induites ou activées par

les polluants. Cette induction peut revêtir un caractère plus ou moins spécifique d'un type de polluant donné (Savela & Hemminki, 1991).

1.5.3.1.2. Biomarqueur d'effet

Un biomarqueur d'effet se distingue du précédent par l'irréversibilité des dommages biologiques engendrés par le polluant chimique ou physique. Un biomarqueur d'effet correspond à une altération biologique. En fonction de l'intensité de la réponse, le biomarqueur peut être associé à une altération possible de l'état physiologique de l'individu, comme des effets sur la croissance ou sur le succès reproducteur (Dallinger-Marianne *et al.*, 2000). Il révèle l'action des contaminants par la mesure de paramètres biologiques. Ces derniers sont très nombreux et variés suivant le niveau biologique considéré (biochimique, cellulaire, physiologique, etc.). Contrairement aux biomarqueurs d'exposition, ces biomarqueurs ne sont pas spécifiques à un polluant, mais intègrent plutôt tous les types de toxicités complexes (Amiard & Amiard-Triquet, 2008).

1.5.3.1.3. Biomarqueur de susceptibilité

Un biomarqueur de susceptibilité n'est pas fondamentalement un marqueur de l'exposition ou de la toxicité, mais il dépend de la sensibilité induite par des facteurs extrinsèques (polluants chimiques, physiques et infections parasitaires) ainsi que par des facteurs intrinsèques héréditaires ou acquis lors d'exposition(s) durant le développement (Payne *et al.*, 1996 ; Flammarion *et al.*, 2001). Cette sensibilité peut affecter le métabolisme, les systèmes de sauvegarde et de réparation de l'ADN. Ainsi, une population peut être plus ou moins sensible à une exposition par son polymorphisme génétique. La version allélique peut déterminer ou non la possibilité d'adduit à l'ADN en présence d'un polluant (Rojas *et al.*, 2000).

1.5.3.2. Biomonitoring par les biointégrateurs

Un biointégrateur traduit une modification de la présence et de l'abondance d'espèces indiquant la modification de l'environnement de ces espèces. L'introduction d'un polluant dans un milieu peut perturber, modifier la structure des populations et/ou des communautés, qu'elles soient animales ou végétales. Les biointégrateurs permettent de témoigner de l'état d'un système écologique et de détecter les modifications de ce système de par les variations de ses caractéristiques. Autour de certaines sources de pollution atmosphérique, il est parfois difficile de mettre en évidence des polluants à partir de leurs seuls effets morphologiques ou tissulaires, voire même de leur accumulation (Garrec & Van Haluwyn, 2002). Les

modifications biologiques provoquées par des polluants peu concentrés se distinguent difficilement des fluctuations naturelles. Il est donc important de mesurer les effets au niveau des communautés, de manière à infirmer ou à confirmer les observations faites au niveau des individus (Garrec & Van Haluwyn, 2002).

1.5.3.3. Biomonitoring par les bioaccumulateurs

Un bioaccumulateur est un organisme ayant la capacité d'accumuler certains contaminants présents dans l'environnement (Kaiser, 2001). Selon Ramade (1993), la bioaccumulation est un phénomène par lequel une substance présente dans un biotope, s'accumule en surface et pénètre dans un organisme.

Le concept de bioaccumulateur se distingue totalement des deux précédents en ce sens que ce n'est pas un indicateur de réaction. Ici, l'organisme utilisé sert principalement de matrice pour le dosage des polluants suite à des mécanismes de transfert et d'accumulation (Ramade, 1993).

1.5.3.4. Biomonitoring par les bioindicateurs

Un bioindicateur est défini comme un organisme qui présente les effets de polluants phytotoxiques. Ces effets observables correspondent à des altérations morphologiques, tissulaires ou physiologiques. Le bioindicateur est utilisé à la fois en approches passive et active (Garrec & Van Haluwyn, 2002).

Les bioindicateurs sont de deux types : les bioindicateurs de dommage et les bioindicateurs d'effet.

Les bioindicateurs de dommage sont des organismes qui développent une réponse spécifique, à la suite d'une exposition à un contaminant (Markert *et al.*, 2003). Les bioindicateurs de dommage répondent assez rapidement à un stress, de façon observable ou mesurable (Kaiser, 2001). Ils doivent pour cela posséder une résistance peu élevée au stress (Markert *et al.*, 2003).

Chez les végétaux bioindicateurs particulièrement sensibles, les perturbations dues à la pollution atmosphérique vont se traduire rapidement par des nécroses foliaires, ainsi que par des modifications morphologiques (Garrec & Van Haluwyn, 2002).

Les bioindicateurs d'effet sont des organismes (ou parties d'organisme) qui accumulent des substances provenant de leur environnement (Markert *et al.*, 2003). Ils possèdent une résistance élevée et sont capables d'assimiler des substances polluantes pendant longtemps sans dommage (Kaiser, 2001 ; Markert *et al.*, 2003).

1.6. Intérêts des végétaux ligneux pour le biomonitoring

L'ensemble des espèces végétales dans un milieu donné apportent des renseignements sur l'écologie, les caractères environnementaux et les modifications de ce milieu (Cuny *et al.*, 2008). Chez les végétaux bioindicateurs qui sont particulièrement sensibles, les perturbations dues à la pollution atmosphérique se traduisent rapidement par des modifications au niveau macroscopique (présence de nécrose, chlorose, modification de l'anatomie foliaire, etc.) (Dineva, 2006 ; Cuny *et al.*, 2008), physiologique (perturbation de la photosynthèse, réduction de la conductance stomatique, etc.) et cellulaire (stress oxydant, cassures de l'ADN, etc.) (Findlay & Jones, 1990 ; Sanders *et al.*, 1992 ; Cuny & Rzepka, 2009) (Figure 5).

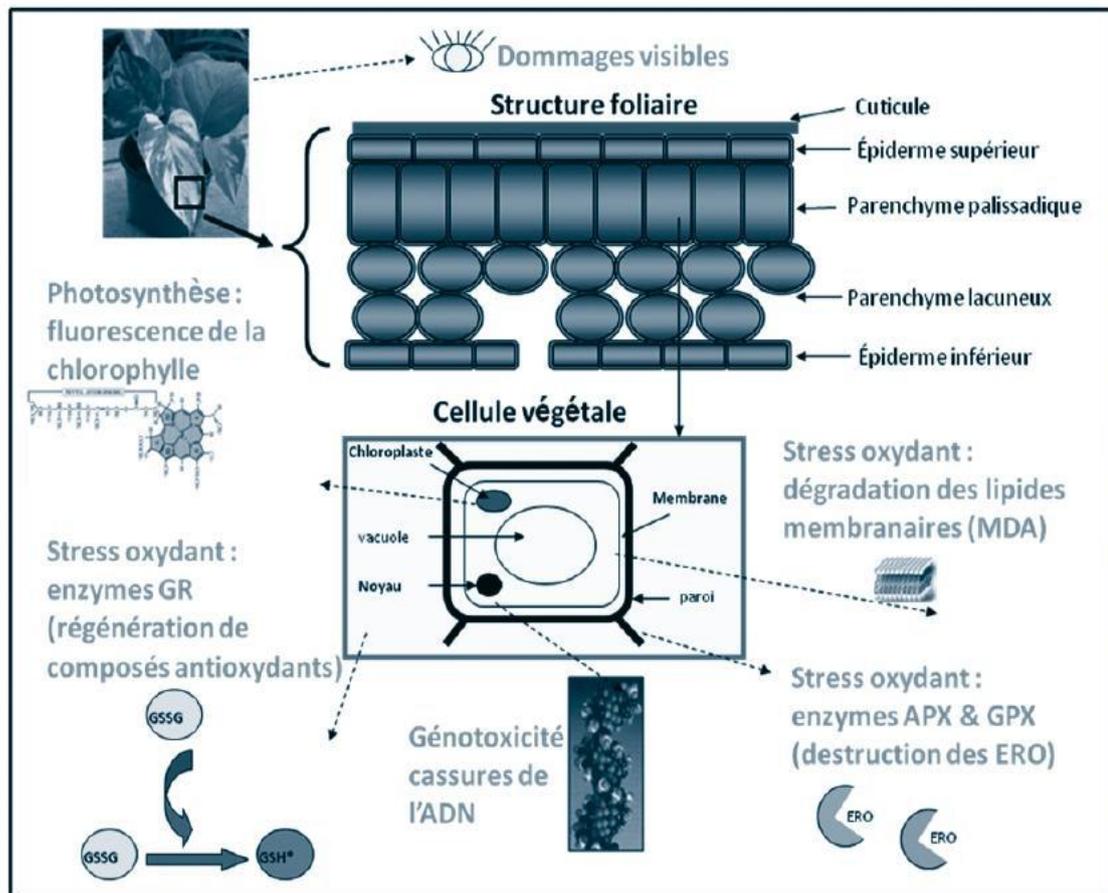


Figure 5 : Représentation schématique des effets des polluants sur les feuilles de plantes à différents niveaux d'organisation biologique (Cuny & Rzepka, 2009)

Chez les végétaux bioaccumulateurs (Figure 6), les surfaces foliaires, grâce à la cire et aux trichomes, retiennent fortement certaines particules fines (Tomasevic *et al.*, 2005). En outre, à travers les polluants particulaires peu solubles généralement contenus dans les feuilles, les polluants gazeux peuvent être aisément analysés à partir de leurs principaux éléments minéraux : F pour HF, N pour NO_x et NH₃, S pour SO₂, etc. (Stenbock-Farmer, 1978). En effet, Leur analyse se révèle une méthode simple et peu onéreuse pour avoir rapidement une très bonne estimation des niveaux relatifs des pollutions atmosphériques présentes en zones urbaine et péri-urbaine. (Garrec & Van Haluwyn, 2002).

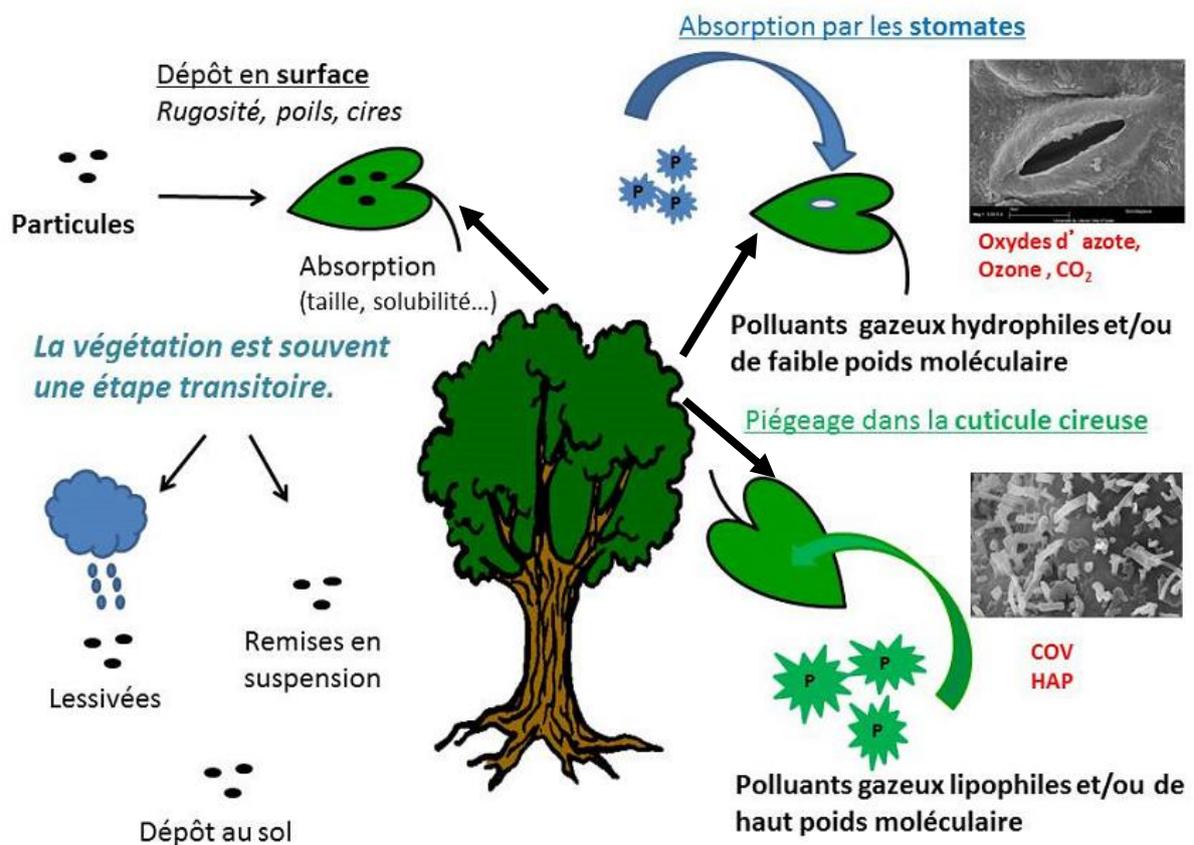


Figure 6 : Représentation schématique de l'absorption des polluants par les feuilles de plantes (adapté de Cuny & Rzepka, 2009)

1.7. Télédétection de la végétation et de l'environnement

Durant les trois dernières décennies, les techniques de télédétection ont été beaucoup appliquées pour la surveillance de l'environnement (Wang *et al.*, 2008). La télédétection, grâce à sa vision synoptique et au format numérique des résultats, permet de traiter rapidement de grandes quantités de données (Wang *et al.*, 2008). Les corrélations entre les bandes spectrales et les paramètres de végétation font de la télédétection un instrument de choix pour la détection de stress (Gamon & Qiu, 1999). La réflectance et plusieurs indices de réflectance spectrale de la végétation tels que NDVI (Indice différentiel normalisé de végétation), DVI (Indice de différence de végétation) et NDAI (indice normalisé d'asymétrie dorsiventrals) ont été proposés dans le but de contrôler la biomasse, la phénologie et les conditions physiologiques des plantes (Buscaglia & Varco, 2002 ; Khavanin Zadeh *et al.*, 2013). Les conclusions de ces études ont montré que les bandes du visible et du proche-infrarouge étaient appropriées pour la détection de stress abiotique comme la pollution de l'air (Price *et al.*, 1993).

1.8. Propriétés optiques des feuilles de végétaux

Les propriétés optiques des feuilles caractérisent leur capacité à absorber, réfléchir ou transmettre la lumière (Figure 7). Lorsque le rayonnement solaire incident atteint les feuilles des plantes, il se produit différentes réactions. Une faible partie du rayonnement est immédiatement réfléchi par la cuticule. Une autre partie de la lumière est absorbée dans le mésophylle spongieux par les éléments internes de la feuille tels que les chloroplastes et l'eau des cellules (Bousquet, 2007). Toutefois, une grande partie du rayonnement, est de nouveau réfléchi par les éléments cellulaires en traversant l'épiderme de la feuille. Le rayonnement qui reste, traverse la feuille et est dénommée rayonnement transmis (Bousquet, 2007).

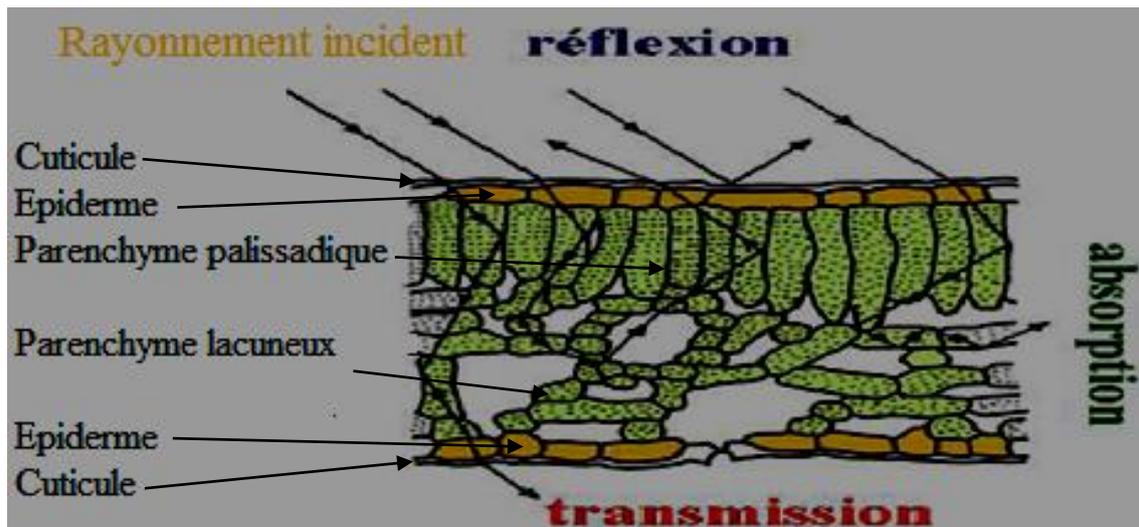


Figure 7 : Schéma du comportement d'un rayonnement incident au niveau d'une feuille
(Khavanin Zadeh *et al.*, 2012 modifié)

1.9. Caractéristiques d'un spectre de réflectance des feuilles des végétaux

Le spectre de réflectance d'une feuille de dicotylédone se distingue par les domaines du visible, du proche infra-rouge et du moyen infra-rouge (Figure 8).

Dans le domaine du visible (400-700 nm), la feuille manifeste une faible réflectance et transmittance due à une forte absorption du rayonnement par les pigments foliaires. Les principaux pigments sont les chlorophylles a et b qui possèdent deux bandes d'absorption dans le bleu (450 nm) et le rouge (660 nm) et un maximum de réflectance dans le jaune-vert (550 nm). Les caroténoïdes présentent un pic d'absorption dans le bleu (450 nm). Ainsi celui-ci est masqué dans les feuilles saines mais devient dominant lors du vieillissement de la feuille ou sous l'effet d'un stress. Pour des longueurs d'ondes supérieures à 700 nm tous les pigments foliaires deviennent transparents et ainsi leur concentration devient sans effet sur la réflectance des feuilles (Guyot, 1995). Dans le proche infra-rouge (750-1000 nm), en raison de la relative transparence des pigments foliaires et de la cellulose qui constituent les parois cellulaires, l'absorption du rayonnement par les feuilles est très faible. Dans ce domaine, le rayonnement subit des diffusions multiples par le mésophylle de la feuille faisant varier ainsi la réflectance et la transmittance d'environ 50 %. L'amplitude de la réflectance est déterminée par la structure anatomique interne de la feuille de telle sorte que plus les cellules ont des formes irrégulières et un contenu hétérogène plus la réflectance est élevée. Pour cette raison, les feuilles des dicotylédones réfléchissent beaucoup plus que celles des monocotylédones. La faible absorption peut être décrite par le contenu en matière sèche et l'eau (Baret & Fourty,

1997). Dans le domaine du moyen infra-rouge (1200-2500 nm), La réflectance et la transmittance sont plus faibles que dans le proche infrarouge. Dans ce domaine, le contenu en eau de la feuille est le principal facteur qui affecte ses propriétés optiques. L'absorption de l'eau y est prépondérante avec des maxima à 1450, 1950 et 2500 nm (Vigneau, 2010).

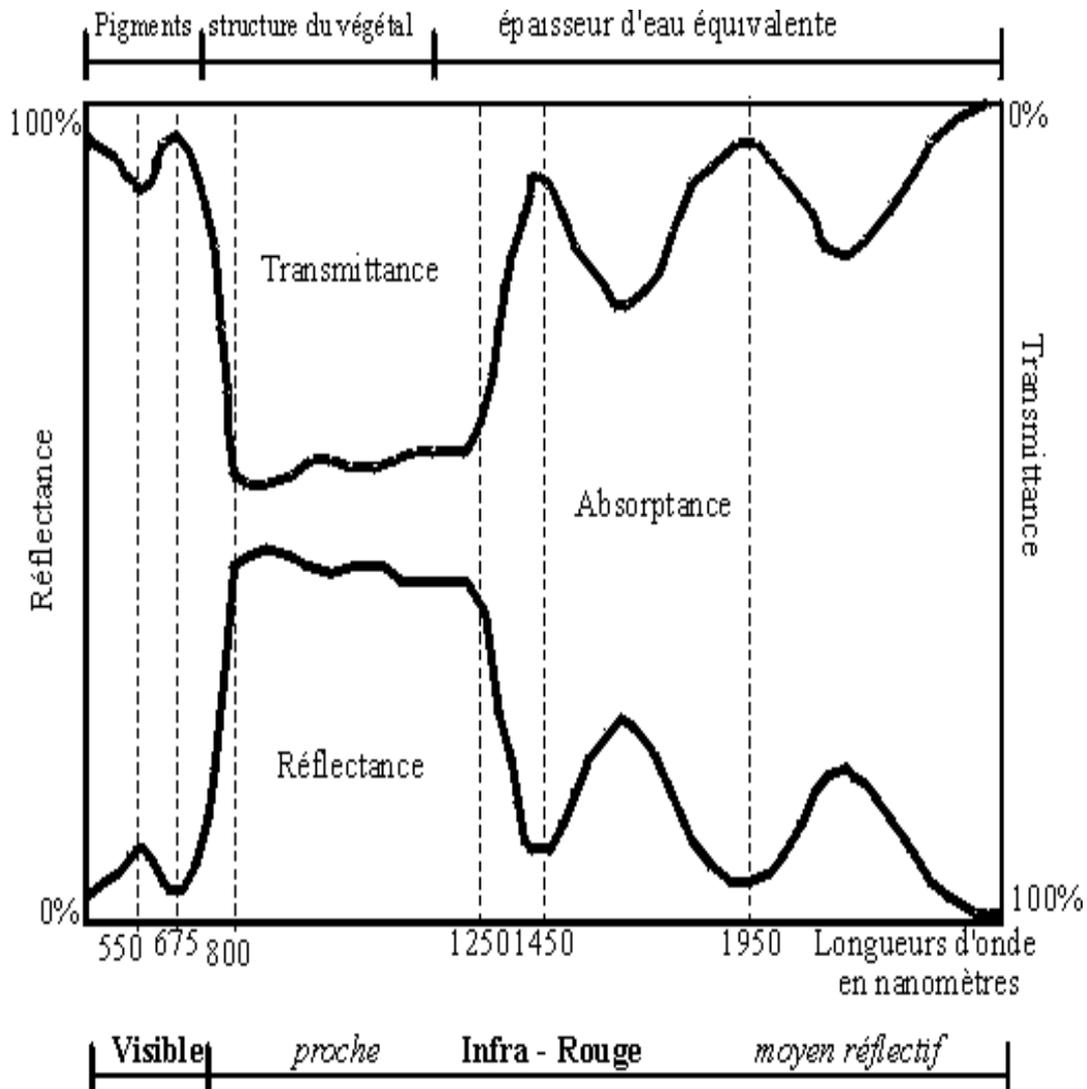


Figure 8 : Schéma des comportements spectraux d'un végétal chlorophyllien (Jensen, 2000)

1.10. Indicateurs de pollution chez les plantes

1.10.1. Potentiel hydrogène

Le pH (potentiel Hydrogène) d'extrait foliaire influence fortement les processus physiologiques de la plante et est un indicateur de la sensibilité des espèces végétales à la pollution de l'air (Varshney, 1992).

Le pH mesure l'acidité d'une solution aqueuse. Sa valeur s'exprime sur une échelle graduée de 0 à 14 où 1 désigne une substance fortement acide, 7, une substance neutre, et 14, une substance fortement basique. Ainsi, les substances ayant un pH inférieur à 7 sont acides tandis que les substances ayant un pH supérieur à 7 sont basiques.

1.10.2. Teneur relative en eau

La teneur relative en eau des feuilles renseigne sur la turgescence relative des tissus et figure parmi les indicateurs de stress. Elle est liée à la capacité de la plante à maintenir un niveau d'hydratation optimale qui soit à même de garantir la continuité de l'activité métabolique (Liu & Ding, 2008).

1.10.3. Teneur en chlorophylle totale

La chlorophylle est le principal pigment photosynthétique. Elle est présente chez presque tous les organismes photosynthétiques et est à l'origine de leur couleur verte, car elle absorbe fortement la lumière visible dans les longueurs d'onde correspondant au bleu et au rouge mais laisse filtrer une grande partie de la lumière verte (Dellaa., 2003). On dénombre jusqu'à plusieurs centaines de millions de molécules de chlorophylle dans un seul chloroplaste (Boussabouaa, 2010). Il existe différentes formes de chlorophylle, dont les seules présentes chez les végétaux supérieurs sont les chlorophylles a et b (Boussabouaa, 2010).

Plusieurs études et travaux de recherches ont démontré que la photosynthèse dans les feuilles est affectée par plusieurs stress dont le stress hydrique (Boussabouaa, 2010) et le stress métallique (Dellaa, 2003).

1.10.4. Indice de tolérance à la pollution de l'air

L'indice de tolérance à la pollution de l'air (APTI) permet de catégoriser les plantes comme tolérantes ou sensibles à la pollution de l'air. Cet indice combine quatre paramètres biochimiques indicateurs de stress environnemental : le pH, la teneur relative en eau, la teneur en chlorophylle totale et la teneur en acide ascorbique (Singh & Rao, 1983).

L'APTI permet de classer les espèces en trois groupes, à savoir les espèces sensibles à la pollution de l'air (APTI < 10), les espèces intermédiaires (10 < APTI < 16) et les espèces tolérantes (APTI > 17) (Singh & Rao, 1983).

1.11. Taxonomie, description et usage des plantes ornementales utilisées pour l'évaluation de la qualité de l'air

1.11.1. *Barleria prionitis* L. (Acanthaceae)

Règne : Végétal

Embranchement : Spermaphytes

Classe : Dicotylédones

Ordre : Lamiales

Famille : Acanthaceae

Genre : *Barleria*

Espèce : *Barleria prionitis*

Barleria prionitis L. ou Picanier jaune est un arbrisseau au port buissonnant, atteignant 1,50 à 2 m de hauteur (Ata *et al.*, 2007). Les jeunes rameaux raides, brun roux clair, sont subquadrangulaires aplatis, devenant plus ou moins arrondis. Cette espèce exotique introduite possède des feuilles entières et pétiolées (Figure 9).

Le pétiole, cilié sur les bords, a une longueur de 0,5 à 1,5 cm et une ligne stipulaire sétuleuse reliant les bases des 2 pétioles opposés, avec la présence d'un rameau court portant 3 à 4 épines à l'aisselle des feuilles (Ata *et al.*, 2007). Le limbe de la feuille, entier, est étroitement ovale, aigu et sub-acuminé au sommet, brusquement atténué à la base et décurrent sur le pétiole, plus ou moins pileux. Les nervures sont proéminentes sur la face inférieure. La marge du limbe est le plus souvent ciliée. Les inflorescences sont terminales au sommet des rameaux axillaires, en épis compacts (Ata *et al.*, 2007).

Les feuilles contiennent des phytoconstituants tels que les alcaloïdes, les glycosides et les tanins qui pourraient jouer un rôle d'antioxydant et d'anti-inflammatoire (Eshwarappa *et al.*, 2015).

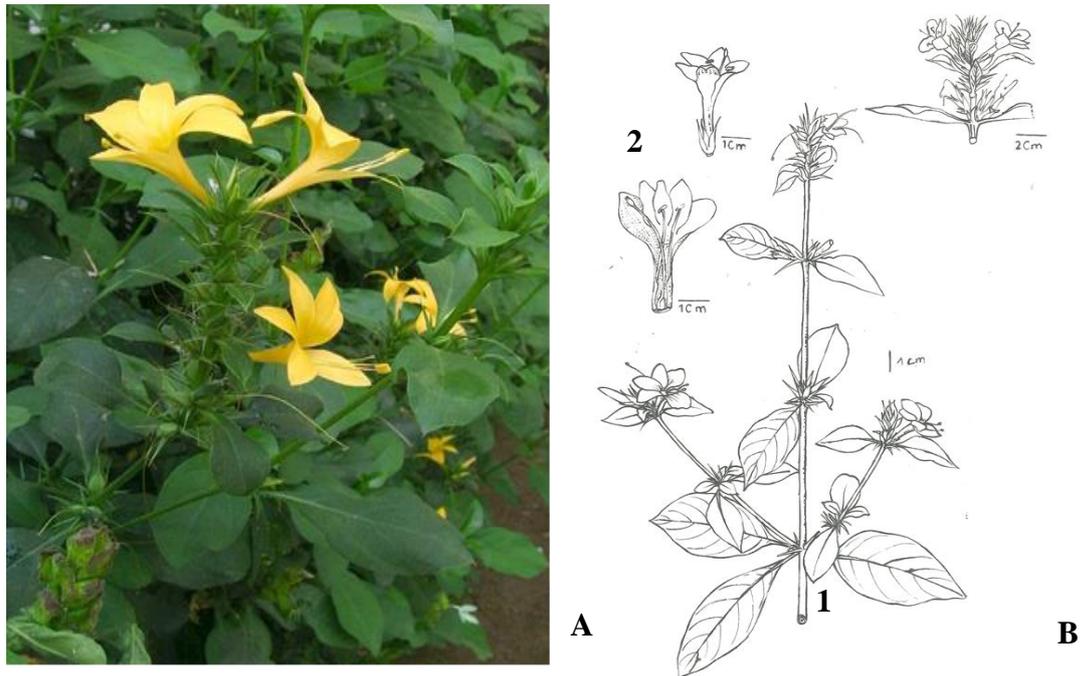


Figure 9 : Rameau feuillé florifère de *Barleria prionitis* L. (Acanthaceae)

A : Photographie, B : Dessin d'interprétation (réalisé par N'Gouran, 2017), 1 : Rameau feuillé, 2 : Fleur épanouie

1.11.2. *Cassia surattensis* F.Muell (Fabaceae)

Règne : Végétal

Embranchement : Spermaphytes

Classe : Dicotylédones

Ordre : Fabales

Famille : Fabaceae

Genre : *Cassia*

Espèce : *Cassia surattensis*

Cassia surattensis F.Muell. ou *Senna sulfurea* est un arbuste de grande taille ou un petit arbre, pouvant atteindre 7 m de haut (Figure 10). C'est une espèce à feuilles vertes pennées de 6 à 9 paires de folioles alternes et habituellement obovales à oblongues mesurant environ 2,5 à 4 cm de longueur et 1 à 1,7 cm de largeur. Le limbe mesure jusqu'à 18 cm de longueur avec une surface supérieure glabre et une surface inférieure légèrement pubescente

(Eshwarappa *et al.*, 2015). Les fleurs, jaunes, mesurent environ 3 à 6 cm de longueur. Le pédoncule mesure environ 2,5 à 5 cm de longueur.

Le fruit est une gousse plate, glabre avec des valves papyracées, mesurant environ 7-10 cm de longueur et 1-1,5 cm de largeur et contenant environ 15-25 graines aplaties. Chaque graine mesure environ 8 mm de longueur et 4 mm de largeur (Eshwarappa *et al.*, 2015).

Les feuilles sont utilisées comme épices et comme laxatif pour traiter la constipation. Aussi, l'écorce et les feuilles sont utilisées dans le traitement du diabète et de la gonorrhée. Au niveau des axes routiers, l'espèce est utilisée comme plante ornementale (Eshwarappa *et al.*, 2015).

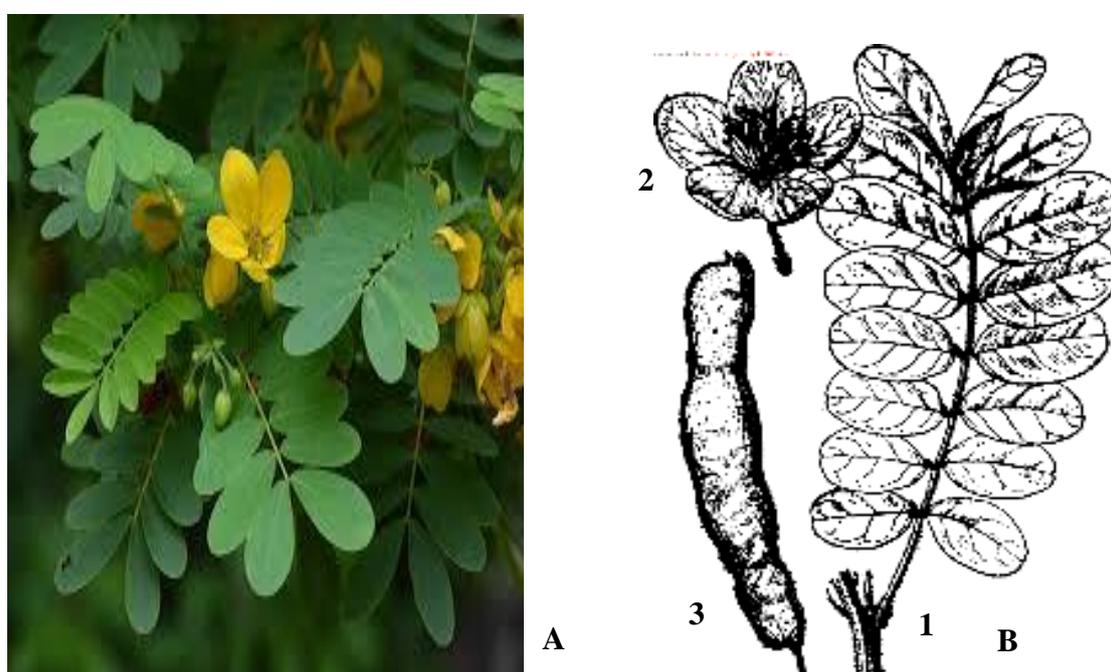


Figure 10 : Rameau feuillé florifère de *Cassia surattensis* F.Muell. (Fabaceae)

A : Photographie, B : Dessin d'interprétation (réalisé par Singh, 1993),

1 : Rameau feuillé, 2 : Fleur épanouie, 3 : Fruit

1.11.3. *Ficus benjamina* L. (Moraceae)

Règne : Végétal

Embranchement : Spermaphytes

Classe : Dicotylédones

Ordre : Rosales

Famille : Moraceae

Genre : *Ficus*

Espèce : *Ficus benjamina*

Ficus benjamina L. ou Figuier pleureur, est une espèce végétale exotique. C'est un arbre à cime étalée, possédant des branches pendantes portant un feuillage persistant, vernissé, très dense, composé de petites feuilles vertes parfois panachées de jaune. Les feuilles sont minces, coriaces, elliptiques à ovoïdes-lancéolées, longues de 4 à 8 cm, légèrement ondulées au bord, vert tendre quand elles sont jeunes et devenant plus foncées en vieillissant (Figure 11) (Dweck & Meadows, 2002). Les arbres âgés de cette espèce peuvent atteindre 30 m de hauteur. Ils sont remarquables en raison de leurs nombreuses racines aériennes qui partent du tronc ou des branches largement étalées. Les fruits sont de petites figes rouges à maturité (Dweck & Meadows, 2002).

F. benjamina, espèce ornementale, fréquemment rencontrée dans de nombreux pays tropicaux, est plantée en sujet isolé ou sous forme de haies épaisses et parfois comme brise-vent. Cette espèce est la plus répandue des plantes d'intérieur. Dans son habitat naturel, cet arbre, peu exigeant sur la nature du sol, fournit du latex avec lequel on fabrique des cordes (Dweck & Meadows, 2002).

Comme toutes les espèces du genre *Ficus*, *F. benjamina* fait partie des plantes considérées comme dépolluantes. Cependant, sa feuille est légèrement toxique à cause de sa sève irritante. Des études révèlent aussi la présence de plusieurs composés chimiques dans la feuille tels que l'acide ascorbique (Ikhlas *et al.*, 1993), les flavonoïdes (Ilyas & Ilyas, 1990), les alcaloïdes (Beat *et al.*, 1990). *Ficus benjamina* est une plante qui sert de palissade. Elle est aussi utilisée comme plante dépolluante d'intérieur. Elle est traditionnellement utilisée comme un stomachique, un hypotenseur et un anti-dysentérique (Eshwarappa *et al.*, 2015).

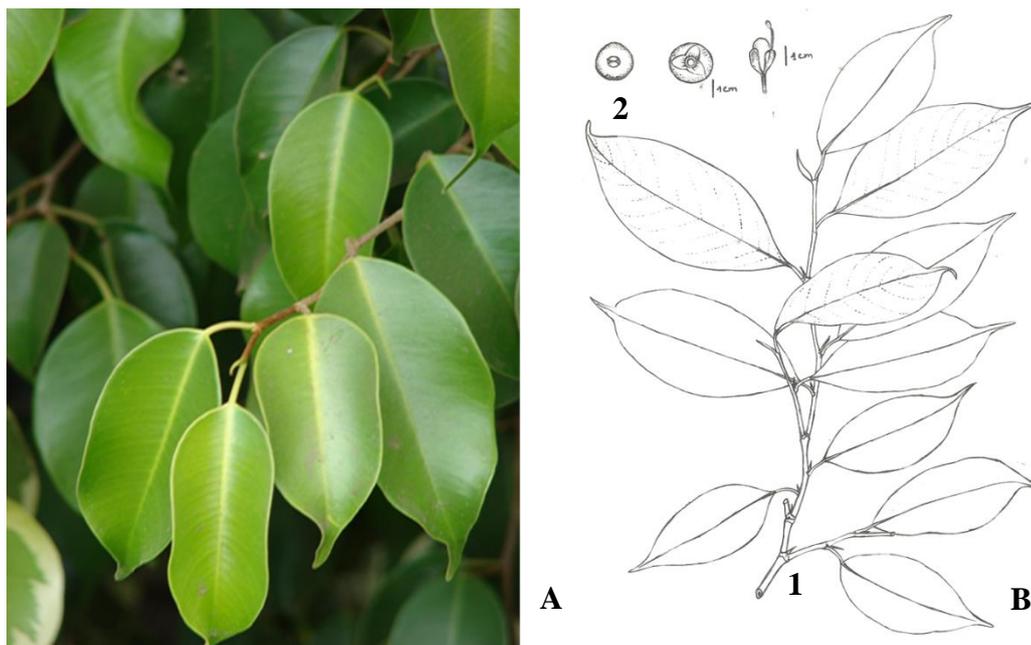


Figure 11 : Rameau feuillé de *Ficus benjamina* Linn. (Moraceae)

A : Photographie, B : Dessin d'interprétation (réalisé par N'Gouran, 2017), 1 : Rameau feuillé, 2 : Fruit

1.11.4. *Jatropha integerrima* Jacq. (Euphorbiaceae)

Règne : Végétal

Embranchement : Spermaphytes

Classe : Dicotylédones

Ordre : Euphorbiales

Famille : Euphorbiaceae

Genre : *Jatropha*

Espèce : *Jatropha integerrima*

Jatropha integerrima Jacq. *Jatropha* fleur est un arbrisseau à arbuste de 2 à 3 m de hauteur à rameaux portant une pilosité hirtelleuse, pubérulente à hirsute, de 0,2 à 0,6 mm, glabrescents avec l'âge, contenant une sève aqueuse ou faiblement lactescente (Figure 12). Les feuilles de cette plante ont des stipules persistantes, triangulaires, ne dépassant pas 1 mm (Wele *et al.*, 2007). Le pétiole, médiocre, a une longueur de 2-8 cm, avec la même pilosité que les rameaux. Le limbe, ovale à ovale-oblong, est parfois obscurément hasté, de 3-12 x 2-6 cm, entier ou portant parfois 1 ou 2 lobes latéraux aigus discrets, subcoriace à membraneux,

de couleur vert sombre à vert clair. Il porte sur les deux faces, la même pilosité que les rameaux, dense, avec une base tronquée à subcordée, à marge entièrement à obscurément sinueuse. Enfin, le sommet du limbe est aigu-acuminé.

J. integerrima a des inflorescences unisexuées, terminales, rarement axillaires, solitaires, en thyrses longs, de 9-25 cm. Cette plante possède des fleurs médiocres, atteignant 2 cm de longueur, avec une corolle rouge sang à rose-rouge. Le fruit est une capsule (Wele *et al.*, 2007).

Diverses parties de *J. integerrima* sont traditionnellement utilisées comme purgatif, vomitif, dans le traitement des verrues, des tumeurs, des rhumatismes, de l'herpès, le prurit, les maux de dents, la gale, l'eczéma et la teigne (Kirtikar & Basu, 2002). Les feuilles et les branches de la plante sont connues pour maintenir l'activité de la cholinestérase alors que le latex a montré une activité anticancéreuse (Gupta & Gupta, 1997 ; Sharma & Singh, 2012).

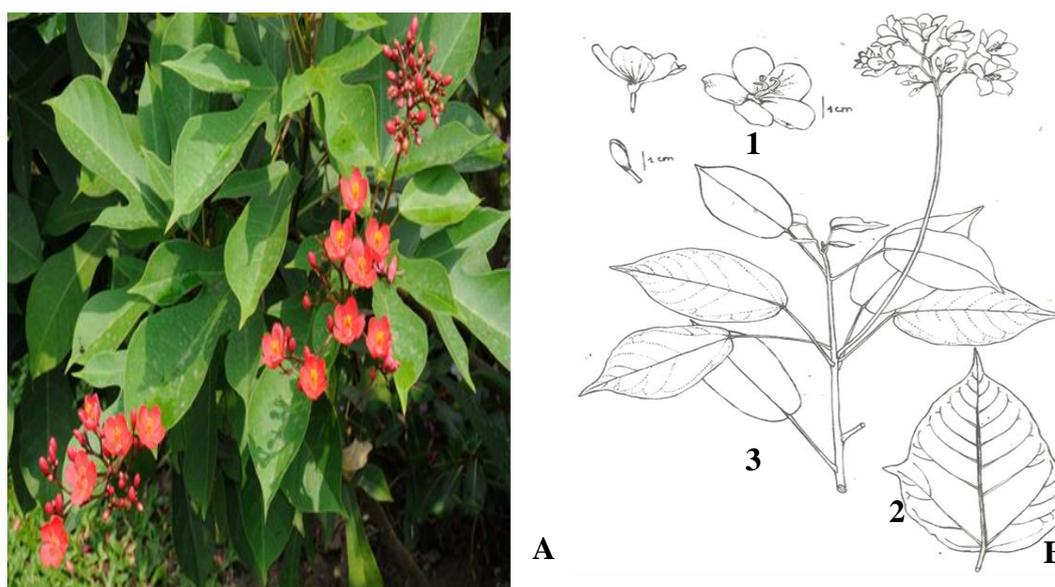


Figure 12 : Rameau feuillé florifère de *Jatropha integerrima* Jacq. (Euphorbiaceae)
 A : Photographie, B : Dessin d'interprétation (réalisé par N'Gouran, 2017), 1 : Fleur épanouie, 2 : Limbe, 3 : rameau feuillé

CHAPITRE II :
MATERIEL ET METHODES

2.1. Matériel

2.1.1. Matériel biologique

Pour l'évaluation de la qualité de l'air dans le District Autonome d'Abidjan, quatre espèces végétales ont été retenues : *Barleria prionitis* L. (Acanthaceae), *Cassia surattensis* F.Muell. (Fabaceae), *Ficus benjamina* L. (Moraceae) et *Jatropha integerrima* Jacq. (Euphorbiaceae) et ce, dans les différentes classes d'utilisation du sol sélectionnées.

Le choix de ces quatre espèces est lié à leur large distribution et leur usage comme plantes ornementales dans le District. Certaines, comme *Barleria prionitis* et *Jatropha integerrima* servent d'ombrage. D'autres comme *Ficus benjamina* et *Cassia surattensis* servent de palissade. En outre, ces espèces présentent une morphologie et une anatomie foliaire pouvant faciliter les analyses.

2.1.2. Matériel technique

2.1.2.1. Matériel de terrain

Le matériel de terrain utilisé dans le cadre de cette étude comprend un GPS (Global Positioning System) et un dispositif de mesure de réflectance foliaire (Figure 13).

Le GPS a servi à relever des coordonnées géographiques des sites de prélèvement.

Le dispositif de mesure de réflectance foliaire comprend un appareil à photographie numérique de précision (Canon EOS 550D) équipé d'un zoom (EF-S 18-55 mm f/3,5-5,6 IS) et d'une enceinte standardisée dont le couvercle contient un tube permettant de fixer l'appareil photo numérique. Les parois de l'enceinte sont tapissées d'une couche de peinture noire non brillante. La lumière incidente à l'intérieur de l'enceinte est issue de deux LEDs blanches de type Ostar 2005 à éclairage direct extensif alimentées d'une batterie (12 Volts) pour les mesures de réflectance.



Figure 13 : Dispositif de mesure de la réflectance foliaire

A : enceinte standardisée, B : appareil à photographie numérique placé dans le tube accédant à l'enceinte standardisée, C : interrupteur, D : batterie

2.1.2.2. Matériel de laboratoire

Le matériel de laboratoire utilisé comprend (Figure 14) :

- un mortier et un pilon en porcelaine pour broyer les feuilles ;
- une balance électronique de précision (10⁻⁴ g) pour faire des pesées ;
- une centrifugeuse pour homogénéiser les préparations ;
- un spectrophotomètre Zuzi pour lire la densité optique ;
- une bombonne d'azote liquide pour conserver les échantillons sur le terrain jusqu'au laboratoire ;
- un spectromètre de masse couplé à un plasma induit (ICP-MS, Perkin-Elmer Elan 6000 Serveis Científico-Tecnicos) pour déterminer la teneur en métaux lourds ;
- un pH-mètre électronique pour la lecture du pH d'extrait foliaire.



Figure 14 : Matériel de laboratoire utilisés

A : Spectrophotomètre, B : Mortier, C : Balance, D : Centrifugeuse, E : spectromètre de masse couplé à un plasma induit, F : pH-mètre électronique

2.2. Méthodes

2.2.1. Choix des classes d'utilisation du sol

L'étude s'est déroulée dans le District Autonome d'Abidjan, précisément dans quatre (4) classes d'utilisation du sol : les axes routiers, les parcs et jardins, les zones industrielles et les zones résidentielles (Figure 15). Le choix de ces classes a été soutenu par l'hypothèse selon laquelle la manière d'utiliser le sol pourrait impacter la qualité de l'air. Ce critère a déjà été le fondement de travaux similaires effectués en Côte d'Ivoire par Barima *et al.* (2016), Koffi *et al.* (2014), Tra Bi *et al.* (2014) et en Belgique par Kardel *et al.* (2010) et Hofman *et al.* (2014).

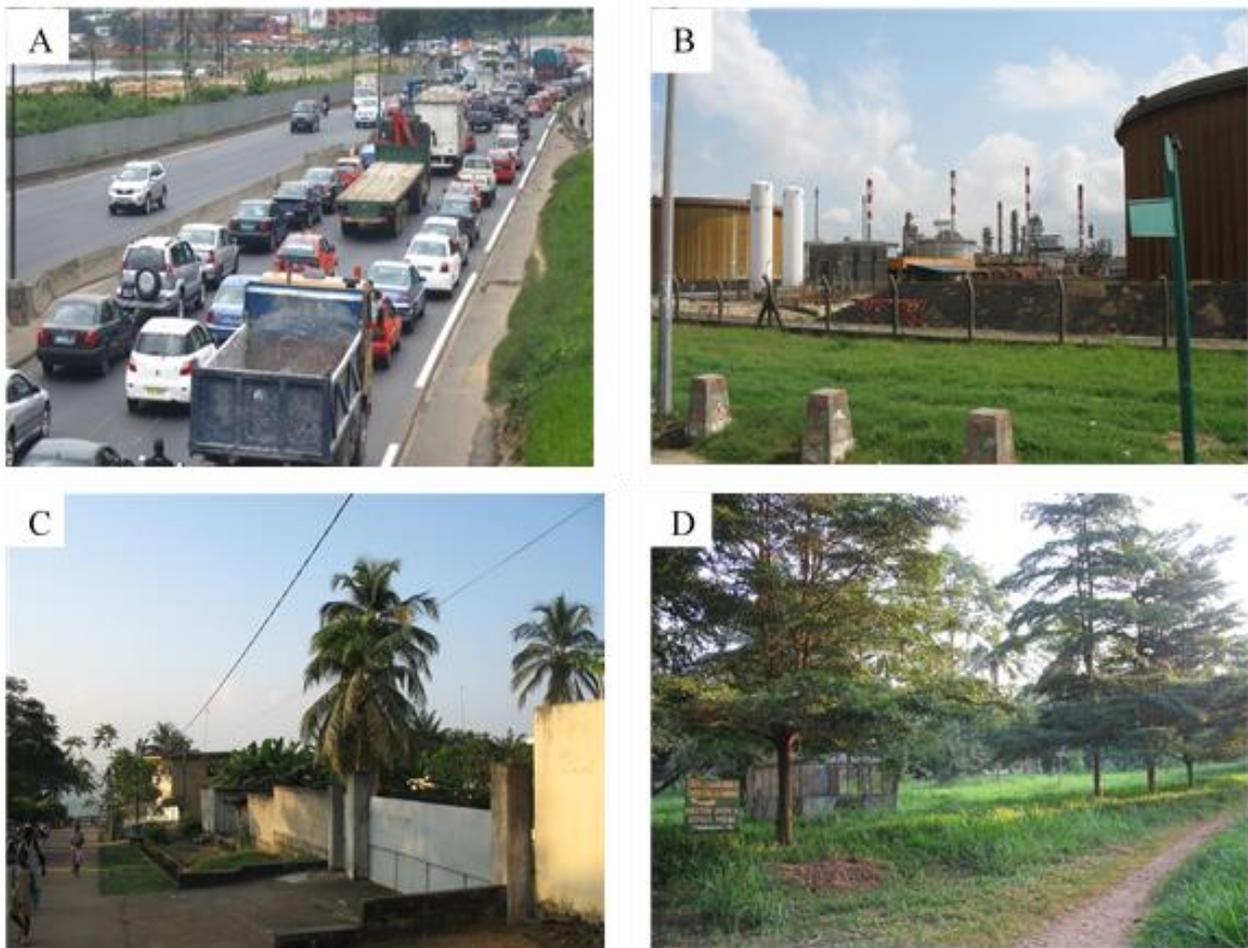


Figure 15 : Différentes classes d'utilisation du sol du District Autonome d'Abidjan

A : Axe routier (Boulevard Lagunaire), B : Zone industrielle (Société Ivoirienne de Raffinage), C : Zone résidentielle (Rivière faya), D : Parcs et jardins (Jardin Botanique de Bingerville)

2.2.2. Caractéristiques des classes d'utilisation du sol utilisées

2.2.2.1. Axes routiers

Deux principaux axes routiers du District Autonome d'Abidjan, à trafic relativement intense, ont été identifiés pour mener la présente étude. Il s'agit de l'Autoroute du Nord et du Boulevard Lagunaire.

L'Autoroute du Nord située dans le quartier de Yopougon au Nord de la ville d'Abidjan, est long de 6,15 km. Sur cet important axe routier, circulent en moyenne 6 425 véhicules/heure (MINEDD, 2018).

Le Boulevard Lagunaire, reliant le pont Charles De Gaulle et les communes d'Adjamé et Cocody, est une voie sur laquelle on peut compter près de 9545 véhicules/heure (MINEDD, 2014).

2.2.2.2. Zones industrielles

Le District Autonome d'Abidjan regroupe plus de 65 % des industries de la Côte d'Ivoire. Il joue un rôle de choix dans la dynamique industrielle du territoire national (Métongo *et al.*, 1993). L'espace industriel du District Autonome d'Abidjan se compose de deux grandes zones essentielles, en l'occurrence la zone industrielle de Yopougon et la zone industrielle de Port-Bouët.

La zone industrielle de Yopougon regorge plus de 1567 unités industrielles constituées de diverses usines de ciment, plastiques, sidérurgie, produits pharmaceutiques et cosmétiques, textiles, produits laitiers et agroalimentaires (Boutin & N'Guessan, 2016).

La zone industrielle de Port-Bouët enregistre les deux plus grandes entreprises pétrolières de la Côte d'Ivoire, la SIR et la PETROCI, ainsi que plusieurs entreprises de distribution comme Shell, Total Côte d'Ivoire, etc. En outre, elle comprend les cimenteries telles que SOCIMAT, Bélier et les usines de transformation de thon (Boutin & N'Guessan, 2016).

2.2.2.3. Zones résidentielles

Les zones résidentielles sont présentes dans plusieurs communes du District Autonome d'Abidjan, mais pour le travail nous en avons choisi deux : les communes d'Abobo et de Cocody.

La commune d'Abobo est située au Nord du District. Sa population a atteint 1 500 000 habitants en 2014 (RGPH, 2014). Le territoire communal d'Abobo s'étend sur une superficie

de 78 km². La commune d'Abobo est limitée par celles d'Anyama au Nord, celle d'Adjamé et le quartier des Deux-Plateaux de Cocody au Sud.

La commune de Cocody est située au nord du District Autonome d'Abidjan. Cette commune a une superficie de 90 km² et comprend 21 quartiers et 4 villages. La population de Cocody était estimée à 447 055 habitants en 2014 (RGPH, 2014).

La commune de Cocody est l'une des communes de haut rang du District Autonome d'Abidjan. Les quartiers Génie 2000 et Faya font partie du Secteur 4, selon la division communale.

2.2.2.4. Parcs et jardins

Les parcs et jardins regroupent le jardin botanique de Bingerville et la pépinière du District Autonome d'Abidjan.

Le jardin botanique de Bingerville est localisé dans la commune de Bingerville, entre 05°22,18' et 05°21.85'N - 03°53.28' et 03°53.01'W), à environ 10 km du centre de la Capitale économique, Abidjan. Il regorge une importante flore constituée d'espèces exotiques provenant de divers continents et d'espèces locales des savanes et des forêts ivoiriennes (N'Douba, 1990).

La pépinière du District Autonome d'Abidjan, localisée dans la commune d'Abobo, sur la route d'Alépé après le quartier de Belleville, entre 05°26,24' et 05°26,218'N - 03°59,352' et 03°59,361'W), est le lieu de culture de plusieurs espèces ornementales du District.

2.2.3. Dispositif de biomonitoring actif de la qualité de l'air du District Autonome d'Abidjan

Le biomonitoring actif de la qualité de l'air a consisté à la mise en culture de 100 plants de quatre espèces végétales, par marcottage pour *Ficus benjamina* et par bouturage pour *Cassia surattensis*, *Barleria prionitis* et *Jatropha integerrima*, à raison de 25 plants par espèce. Ces plants ont été cultivés durant l'année 2013 dans des pots en plastique de 30 cm de diamètre et 27 cm de hauteur (Figure 16), au sein de la pépinière du District Autonome d'Abidjan.

Le milieu de culture des plants, identique pour toutes les espèces, était constitué de terre noire et de fiente de volaille, sans apport d'engrais chimique. Après trois mois de culture, les plants ont été transportés le même jour, dans les différentes classes d'utilisation du sol du District Autonome d'Abidjan en raison de 24 plants au niveau de chacun des axes

routiers et 8 plants respectivement dans les zones industrielles, zones résidentielles et parcs et jardins.



Figure 16 : Plants en culture dans la pépinière du District Autonome d'Abidjan

Aux abords des axes routiers choisis, les plants ont été disposés en trois rangées équidistantes de deux mètres, à partir de deux mètres de la chaussée, à raison de quatre plants par espèce (Figure 17). Sur chaque rangée, une distance de 1 m a été observée entre les plants.

Dans les zones industrielles, zones résidentielles et parcs et jardins, les plants ont été disposés en deux rangées, à raison de deux plants par espèce dans des endroits appropriés (où la circulation est moindre et les constructions sont éparées).

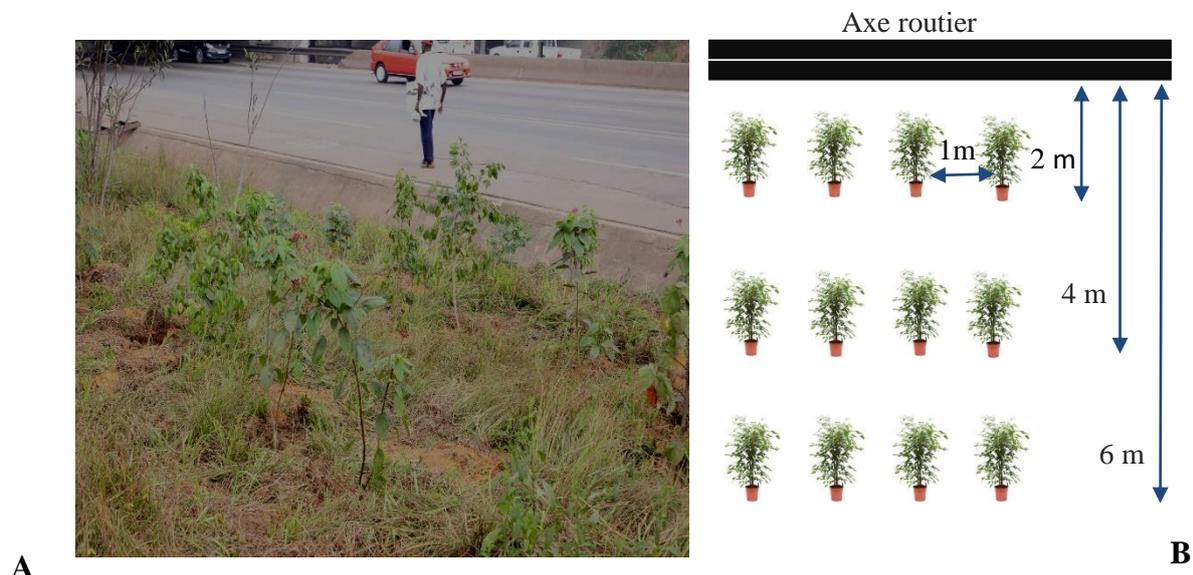


Figure 17 : Disposition des plants aux abords des axes routiers
A : Photographie, B : Dessin d'interprétation

Les plants sont restés sur place, exposés à l'air, durant trois mois consécutifs pendant la saison sèche (de février à avril). L'expérience a été reprise pendant la saison des pluies (de mai à juillet).

Pour chaque site, une cinquantaine de feuilles matures et non endommagées a été prélevée par espèce et par traitement, puis étiquetée.

Ces échantillons de feuilles ont immédiatement subi différents prétraitements. Ainsi, certains échantillons ont été placés dans des sacs de papier Kraft, afin de limiter la perte d'eau par évapotranspiration, jusqu'au laboratoire pour la détermination de la teneur relative en eau des feuilles. D'autres échantillons ont été placés dans des tubes en caoutchouc et congelés dans de l'azote liquide puis conservés pour la mesure du pH, de la teneur en acide ascorbique et en chlorophylle totale. Quelques échantillons de feuilles ont été mis dans des enveloppes puis séchés à la température ambiante pour la détermination de la teneur en plomb et en cuivre.

2.2.4. Mesure de la réflectance des feuilles

La réflectance ou le rapport de la réflexion de l'échantillon utilisé, par la réflexion de référence a été déterminée *in situ* selon la méthode décrite par Khavanin Zadeh *et al.* (2012). A cet effet, un appareil à photographie numérique de précision équipé d'un zoom a été utilisé. Dans la pratique, la feuille détachée de la plante est immédiatement placée au fond de l'enceinte standardisée sur une feuille blanche de papier canson puis photographiée sur ses deux faces (adaxiale et abaxiale) en maintenant constant les paramètres tels que la distance focale, la vitesse d'obturation, la valeur de correction d'exposition (Figure 18). Trois mesures de la réflectance ont été réalisées sur chaque échantillon de feuille.

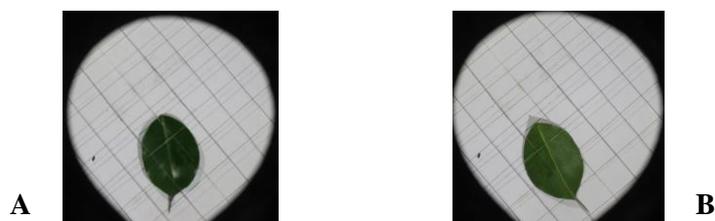


Figure 18 : Face adaxiale (A) et abaxiale (B) d'une feuille de *Ficus benjamina* lors de la mesure de la réflectance

Les images obtenues ont ensuite été transférées à l'ordinateur et converties grâce au logiciel ENVI 4.4 en trois bandes spectrales, Rouge (R, 660 nm), Verte (V, 550 nm) et Bleue (B, 450 nm), en nuance de gris de 1 byte chacune. Un polygone a été extrait du côté adaxial puis abaxial de chaque feuille. La moyenne des nombres digitaux (DN) de ces polygones a été calculée dans les bandes spectrales Rouge, Verte et Bleue. Le DN de la surface de référence (feuille blanche de papier canson) a été déterminée. Une réflectance foliaire élevée est un indicateur d'une baisse de la teneur en chlorophylle des feuilles qui est le signe d'un niveau de pollution élevée.

Le pourcentage de réflectance de la feuille dans les bandes spectrales ($R_{l,\lambda}$) a été déterminé à travers l'équation de Khavanin Zadeh *et al.* (2012).

$$R_{l,\lambda} (\%) = 100 \times R_{r,\lambda} \times \frac{DN_{l,\lambda}}{DN_{r,\lambda}} \quad (1)$$

$R_{r,\lambda}$ désigne le coefficient de réflectance de la surface de référence dans les différentes bandes spectrales (λ). $DNI_{,\lambda}$ et $DNr_{,\lambda}$ désignent respectivement la moyenne des nombres digitaux des feuilles et de la surface de référence dans chacune des bandes spectrales.

2.2.5. Détermination de l'indice normalisé d'asymétrie dorsiventrals des feuilles

L'indice normalisé d'asymétrie dorsiventrals (NDAI) est défini comme une combinaison linéaire des réflectances des faces adaxiale et abaxiale des feuilles (Khavanin Zadeh *et al.*, 2013). Le NDAI élevé est un indicateur de changements morphologiques ou physiologiques des feuilles à asymétrie bifaciale. Le NDAI a été calculé dans chacune des bandes spectrales Rouge, Verte et Bleue suivant l'équation de Khavanin Zadeh *et al.* (2012).

$$NDAI = \frac{Rl_{,ab} - Rl_{,ad}}{Rl_{,ab} + Rl_{,ad}} \quad 2$$

$Rl_{,ab}$ et $Rl_{,ad}$ désignent respectivement la réflectance des faces abaxiale et adaxiale des feuilles dans une même bande spectrale.

2.2.6. Détermination des paramètres physicochimiques des plantes

2.2.6.1. Teneur relative en eau des feuilles

La teneur relative en eau (RWC) a été mesurée suivant le protocole décrit par Liu & Ding (2008). Pour ce faire, trois échantillons de feuilles fraîches ont été récoltées et protégées dans du papier Kraft afin de réduire l'évapotranspiration jusqu'au laboratoire. Ces feuilles ont ensuite été pesées trois fois pour en déterminer la biomasse fraîche, puis immergées dans de l'eau distillée à l'obscurité et à 4 °C pendant 24 heures. La biomasse des feuilles turgescentes a été obtenue par pesée après essuyage de l'eau de surface avec du papier absorbant. Ensuite, les feuilles ont été séchées à la température ambiante pendant trois jours puis pesées à nouveau pour en obtenir la biomasse sèche. Une teneur relative en eau faible est un indicateur d'une perte d'eau au niveau des feuilles face à un stress.

La RWC correspond au rapport de la biomasse fraîche de la feuille, au moment de l'échantillonnage, par sa biomasse en turgescence après un bain d'hydratation dans de l'eau pendant 24 heures, chacune de ces biomasses étant soustraite la biomasse sèche obtenue après dessiccation à température ambiante. Ce ratio est enfin multiplié par 100 pour obtenir un résultat exprimé en pourcentage d'eau dans la feuille.

Les pesées des feuilles ont été effectuées avec une balance de précision (10^{-4} g).

$$RWC = \frac{FW - DW}{TW - DW} \times 100. \quad (3)$$

FW, TW et DW désignent respectivement la biomasse fraîche, la biomasse en turgescence et la biomasse sèche.

2.2.6.2. Teneur en chlorophylle totale des feuilles

Une teneur en chlorophylle totale élevée est un indicateur d'une bonne croissance de la plante et du bon développement de sa biomasse. Par contre, une teneur faible témoigne une perturbation du métabolisme de la plante. La teneur en chlorophylle a été déterminée selon la méthode décrite par Porra (2002). En effet, 3 g de feuilles fraîches ont été broyées dans 10 ml d'acétone 80 % (pour une plus rapide et complète extraction) et laissés au repos durant 15 minutes dans des boîtes noires, pour éviter l'oxydation de la chlorophylle par la lumière. La fraction liquide a ensuite été recueillie dans un autre tube et centrifugée à 2500 rotations par minute pendant 3 minutes. Le surnageant a été prélevé et sa densité optique (DO) a été lue à deux longueurs d'ondes (646,6 et 663,6) à l'aide d'un spectrophotomètre, après étalonnage de l'appareil avec la solution témoin d'acétone 80 %. Enfin, la teneur en chlorophylle totale a été déterminée selon les formules suivantes :

$$\begin{aligned} \text{Chlorophylle a (mg/g)} &= 12,25 \times DO_{663,6} - 2,55 \times DO_{646,6} ; \\ \text{Chlorophylle b (mg/g)} &= 20,31 \times DO_{646,6} - 4,91 \times DO_{663,6} ; \\ \text{Chlorophylle totale (mg/g)} &= \text{Chlorophylle a} + \text{Chlorophylle b} ; \\ \text{Chlorophylle totale (mg/g)} &= 17,76 \times DO_{646,6} + 7,34 \times DO_{663,6}. \end{aligned} \quad (4)$$

2.2.6.3. Teneur en acide ascorbique

La teneur en acide ascorbique a été déterminée en utilisant la méthode tritimétrique décrite par Barakat *et al.* (1973). En effet, 5 g de poudre d'échantillon de feuilles ont été broyées dans 100 ml de solution d'extraction EDTA/TCA (2:1). Le mélange a été centrifugé à 3000 rotations par minute durant 20 minutes. Le surnageant recueilli a été transféré dans une fiole jaugée et son volume complété à 100 ml avec la solution d'extraction. Vingt ml de cet extrait ont été recueillis dans une fiole jaugée. Trois gouttes d'une solution aqueuse d'amidon 1 % ont été ajoutées. Le tout a été titré avec une solution de sulfate de cuivre (CuSO_4) 20 % jusqu'à obtenir un point sombre de fin de titrage. Les mesures ont été réalisées trois fois. Une teneur en acide ascorbique élevée est un indicateur de la résistance des plantes face à un stress environnemental.

La teneur en acide ascorbique (A) a été calculée selon la formule suivante :

$$A \text{ (mg/g)} = \frac{V \times T}{W} \quad (5)$$

V, T et W désignent respectivement le volume de sulfate de cuivre utilisé (en ml), la concentration de la solution de sulfate de cuivre (en mg/ml) et la masse de poudre de l'échantillon de feuille (en g).

2.2.6.4. Potentiel hydrogène des feuilles

Pour déterminer le pH, 5 g de feuilles fraîches ont été broyées dans 10 ml d'eau distillée. L'homogénat a été filtré et la valeur du pH du filtrat a été déterminée par un pH-mètre après son étalonnage à l'aide de deux solutions tampons à pH 4 et à pH 9 (Agbaire, 2009). Le potentiel d'hydrogène (pH) faible est un indicateur d'une baisse de l'activité photosynthétique au niveau des feuilles. L'expérience a été réalisée trois fois.

2.2.6.5. Indice de tolérance des plantes à la pollution de l'air

L'indice de tolérance à la pollution de l'air (APTI) a été proposé par Singh & Rao (1983), pour évaluer la tolérance ou la résistance des plantes à la pollution de l'air. Il a été calculé selon la formule de Singh & Rao (1983) :

$$APTI = \frac{A(T+P)+R}{10} \quad (6)$$

A = teneur en acide ascorbique des feuilles (mg/g), T = chlorophylle totale des feuilles (mg/g), P = pH d'extrait foliaire, R = teneur relative en eau des feuilles (%)

Sur la base des valeurs de l'APTI, les espèces étudiées ont été classées en trois groupes : sensibles à la pollution de l'air (APTI < 10), intermédiaires (10 < APTI < 16) et tolérantes (APTI > 17), selon Singh & Rao (1983).

2.2.6.6. Teneur en métaux lourds des feuilles

Sur chaque site d'étude, 6 feuilles matures ont été prélevées sur chacune des espèces végétales et soigneusement rangées dans des enveloppes étiquetées puis séchées à la température ambiante. La teneur en métaux lourds (Pb, Cu) a été déterminée au moyen d'une spectrométrie de masse couplée à un plasma induit (ICP-MS, Perkin-Elmer Elan 6000 Serveis Científico-Tecnics) au laboratoire de l'Université de Barcelone (Espagne).

Pour ce faire, l'ICP-MS a été équipé d'un nébuliseur concentrique Meinhard, d'une chambre de pulvérisation cyclonique, de cônes de platine et d'un analyseur de masse à quadrupôle. Un temps de mesure de 50 millisecondes et un temps d'intégration de 1 seconde ont été observés. Trois reliquats ont été utilisés pour cette mesure. Les conditions de

fonctionnement de l'instrument étaient les suivantes : puissance RF de 1150 W, débit de plasma Ar de 15 L/min, débit de nébuliseur Ar de 0,8 L/min.

Ainsi, 100 mg de feuilles ont été digérés dans des récipients en Téflon TM en utilisant 2 ml d'acide nitrique (HNO₃) et 0,5 à 1 ml de peroxyde d'oxygène (H₂O₂) pendant 14 h à 90 °C. Toutes les concentrations ont été exprimées en mg.g⁻¹ sur la base du poids sec des feuilles. L'étalonnage a été effectué avec des solutions standards (0, 4, 8, 20, 40 ppb pour le cuivre et 0, 2, 4, 10, 20 ppb pour le plomb), préparées par dilution d'une solution standard à 1000 ppm.

Tous les étalons ont été préparés quotidiennement après une dilution appropriée avec de l'eau désionisée de haute pureté (Millipore, USA). Les isotopes utilisés pour les mesures sont ⁶³Cu et ²⁰⁸Pb. Le rhodium (¹⁰³Rh) a été utilisé comme correcteur interne standard ; il permet de corriger les variations induites par la matrice et la dérive instrumentale.

2.2.7. Traitement statistique des données

Les données collectées ont été saisies dans un tableur Excel et analysées avec le logiciel Statistica version 7.1.

Les méthodes statistiques descriptives (moyenne, écart-type de la moyenne, valeurs minimale et maximale) ont été utilisées pour les variables quantitatives. La normalisation des données a été effectuée avec le test de Kolmorov-Smirnov.

Une analyse de variance (ANOVA) à un facteur a été utilisée pour comparer les paramètres spectraux (la réflectance et le NDAI) et physicochimiques (pH, teneur relative en eau, en acide ascorbique, en chlorophylle totale et en métaux lourds) des feuilles des différentes espèces utilisées dans les quatre classes d'utilisation du sol au cours de la même période.

Le seuil minimal de 5 % ($p < 0,05$) a été retenu pour juger de la significativité des différences entre les moyennes. Lorsqu'une différence significative était observée, des comparaisons étaient réalisées par le test de la plus petite différence significative (LSD) de Fisher. Le test t de Student a également permis de comparer les paramètres biochimiques des végétaux pendant la saison sèche et la saison pluvieuse pour une même classe d'utilisation du sol.

La représentation des paramètres a été réalisée sous forme de boîtes à moustache, d'histogrammes et de tableaux.

CHAPITRE III :
RESULTATS ET DISCUSSION

3.1. Résultats

3.1.1. Caractéristiques spectrales des feuilles des plantes

3.1.1.1. Réflectance foliaire

La réflectance de la face abaxiale des feuilles des différentes espèces végétales dans les bandes spectrales du visible est plus élevée que celle de leur face adaxiale dans toutes les classes d'utilisation du sol (Tableaux II). Les plus fortes valeurs de réflectance (entre 47,84 % et 49,21 %) ont été observées dans la bande verte et les plus faibles (entre 6,09 % et 7,35 %) dans la bande bleue.

En outre, chez *B. prionitis*, *C. surattensis* et *J. integerrima*, des réflectances de la face adaxiale sont moins élevées aux abords des axes routiers que dans les zones industrielles, les parcs et jardins et les zones résidentielles. Une différence significative des réflectances de cette face a été observée entre différentes classes chez différentes espèces ($p < 0,05$, test LSD de Fisher). Ainsi, une différence significative de la réflectance a été observée Chez *B. prionitis*, entre les axes routiers et zones industrielles par rapport aux parcs et jardins dans la bande rouge ; chez *C. surattensis*, une différence significative a été observée entre les axes routiers et les zones résidentielles dans la bande rouge d'une part et entre les axes routiers et les autres classes d'utilisation du sol d'autre part dans la bande bleue. Par contre, chez *J. integerrima* une différence significative a été observée entre les axes routiers et les autres classes d'utilisation du sol respectivement dans les bande rouge, verte et bleue. La réflectance adaxiale des espèces a varié de 8,74 % à 28,03 % dans le rouge, de 16,29 % à 38,99 % dans le vert et de 6,09 % à 20,81 % dans le bleu.

En ce qui concerne la face abaxiale, les variations de la réflectance sont moindres d'une classe d'utilisation du sol à une autre. Toutefois, des différences significatives des réflectances abaxiales ont été observées entre différentes classes d'utilisation du sol chez deux espèces ($p < 0,05$, test LSD de Fisher). Ainsi, chez *C. surattensis*, deux groupes statistiques se distinguent dans le visible : les axes routiers et les parcs et jardins d'une part et les zones industrielles et les zones résidentielles d'autre part. Par contre, chez *J. integerrima*, la réflectance abaxiale est plus élevée et statistiquement différente en zones industrielles par rapport aux autres classes d'utilisation du sol. La réflectance abaxiale des espèces a oscillé de 19,33 % à 38,70 % dans le rouge, de 30,73 % à 49,21 % dans le vert et de 11,75 % à 29,79 % dans le bleu.

Tableau II : Réflectance foliaire des espèces étudiées dans les bandes spectrales rouge, verte et bleue dans les classes d'utilisation du sol du District Autonome d'Abidjan

Espèces	CUS	Réflectance dans les bandes spectrales (%)					
		Rouge		Verte		Bleue	
		Adaxiale	Abaxiale	Adaxiale	Abaxiale	Adaxiale	Abaxiale
<i>B. prionitis</i>	AR	13,33 ± 3,23 ^a	23,42 ± 3,85 ^a	29,65 ± 1,54 ^a	36,46 ± 3,75 ^a	6,09 ± 3,53 ^a	14,57 ± 4,38 ^a
	ZI	14,91 ± 2,53 ^a	22,92 ± 2,25 ^a	27,13 ± 2,94 ^a	35,33 ± 3,99 ^a	12,03 ± 3,08 ^a	14,79 ± 4,07 ^a
	ZR	16,54 ± 2,2 ^{ab}	19,70 ± 2,57 ^a	33,91 ± 3,41 ^a	32,82 ± 2,70 ^a	10,41 ± 4,84 ^a	12,44 ± 5,04 ^a
	PJ	18,20 ± 2,40 ^b	22,08 ± 3,15 ^a	33,36 ± 2,74 ^a	34,06 ± 3,42 ^a	8,15 ± 3,15 ^a	15,45 ± 3,99 ^a
<i>C. surattensis</i>	AR	23,65 ± 2,03 ^a	33,89 ± 4,51 ^a	35,09 ± 2,50 ^a	42,81 ± 3,84 ^a	16,96 ± 3,95 ^a	25,98 ± 4,07 ^a
	ZI	26,93 ± 1,28 ^{ab}	38,70 ± 1,50 ^b	38,15 ± 5,83 ^a	47,84 ± 4,95 ^b	18,56 ± 3,02 ^b	28,44 ± 2,97 ^b
	ZR	28,03 ± 3,97 ^b	38,69 ± 3,34 ^b	38,99 ± 4,63 ^a	49,21 ± 2,53 ^b	20,69 ± 4,13 ^b	29,79 ± 4,29 ^b
	PJ	26,03 ± 3,83 ^{ab}	34,84 ± 3,50 ^a	38,17 ± 3,35 ^a	43,94 ± 2,51 ^a	20,81 ± 4,47 ^b	27,94 ± 2,85 ^{ab}
<i>F. benjamina</i>	AR	19,46 ± 5,58 ^a	29,89 ± 3,35 ^a	33,45 ± 3,17 ^a	43,37 ± 4,15 ^a	12,01 ± 3,19 ^a	16,08 ± 5,07 ^a
	ZI	19,01 ± 4,35 ^a	29,64 ± 4,87 ^a	33,19 ± 3,25 ^a	41,81 ± 3,20 ^a	12,31 ± 4,38 ^a	15,63 ± 4,40 ^a
	ZR	20,17 ± 3,87 ^a	29,28 ± 3,60 ^a	34,58 ± 4,81 ^a	43,75 ± 5,50 ^a	13,22 ± 3,83 ^a	16,00 ± 5,13 ^a
	PJ	19,97 ± 3,82 ^a	26,83 ± 2,15 ^a	31,84 ± 4,80 ^a	39,53 ± 2,23 ^a	13,98 ± 3,20 ^a	17,05 ± 3,40 ^a
<i>J. integerrima</i>	AR	8,74 ± 1,59 ^a	19,33 ± 3,93 ^a	16,29 ± 3,93 ^a	30,73 ± 5,99 ^a	7,35 ± 3,98 ^a	11,75 ± 2,92 ^a
	ZI	14,99 ± 3,82 ^b	25,23 ± 2,64 ^b	24,52 ± 4,37 ^b	37,43 ± 4,83 ^b	9,09 ± 3,07 ^{ab}	16,39 ± 2,80 ^b
	ZR	11,94 ± 5,29 ^{ab}	19,91 ± 3,21 ^a	21,05 ± 4,05 ^b	31,05 ± 3,42 ^a	11,62 ± 4,47 ^b	12,01 ± 4,14 ^a
	PJ	12,69 ± 2,70 ^{ab}	20,98 ± 3,50 ^a	23,13 ± 3,48 ^b	33,60 ± 5,45 ^a	10,14 ± 2,14 ^b	12,41 ± 2,88 ^a

CUS : Classe d'utilisation du sol, AR : Axe routier, ZI : Zone industrielle, ZR : Zone résidentielle, PJ : Parcs et jardins

Dans une même colonne et pour une espèce donnée, les valeurs moyennes suivies de la même lettre sont statistiquement identiques, au seuil de 5 % (test LSD de Fisher).

3.1.1.2. Indice normalisé d'asymétrie dorsiventrals

L'indice normalisé d'asymétrie dorsiventrals (NDAI) est significativement plus élevé ($p < 0,05$, test LSD de Fisher) aux abords des axes routiers que dans les zones industrielles, les parcs et jardins et les zones résidentielles (Tableau III). Cette tendance est observable chez *F. benjamina* dans la bande bleue et chez *J. integerrima* dans les bandes rouge et verte. Cependant, une différence significative des valeurs du NDAI a été observée entre les axes routiers et les zones industrielles d'une part et les parcs et jardins et les zones résidentielles d'autre part et ce, chez *B. prionitis* dans la bande rouge ($p < 0,05$, test LSD de Fisher).

Dans l'ensemble, les valeurs du NDAI des différentes espèces oscillent de 0,12 à 0,37 dans le rouge, de 0,10 à 0,31 dans le vert et de 0,12 à 0,45 dans le bleu.

Tableau III : Indice normalisé d'asymétrie dorsiventrals (NDAI) des feuilles des espèces étudiées dans les bandes spectrales du visible selon la classe d'utilisation du sol du District Autonome d'Abidjan

Espèces	CUS	NDAI dans les bandes spectrales		
		Rouge	Verte	Bleue
<i>B. prionitis</i>	AR	0,27 ± 0,12 ^b	0,12 ± 0,08 ^a	0,43 ± 0,14 ^b
	ZI	0,30 ± 0,10 ^b	0,14 ± 0,03 ^a	0,45 ± 0,02 ^b
	ZR	0,13 ± 0,09 ^a	0,11 ± 0,01 ^a	0,13 ± 0,06 ^a
	PJ	0,12 ± 0,06 ^a	0,14 ± 0,05 ^a	0,45 ± 0,02 ^b
<i>C. surattensis</i>	AR	0,19 ± 0,07 ^b	0,12 ± 0,01 ^a	0,23 ± 0,04 ^b
	ZI	0,18 ± 0,02 ^b	0,11 ± 0,07 ^a	0,21 ± 0,05 ^b
	ZR	0,17 ± 0,01 ^b	0,11 ± 0,10 ^a	0,18 ± 0,15 ^{ab}
	PJ	0,14 ± 0,04 ^a	0,10 ± 0,14 ^a	0,14 ± 0,02 ^a
<i>F. benjamina</i>	AR	0,23 ± 0,07 ^b	0,12 ± 0,11 ^a	0,20 ± 0,13 ^b
	ZI	0,21 ± 0,02 ^b	0,17 ± 0,02 ^a	0,14 ± 0,05 ^a
	ZR	0,20 ± 0,03 ^b	0,12 ± 0,02 ^a	0,13 ± 0,11 ^a
	PJ	0,15 ± 0,12 ^a	0,11 ± 0,16 ^a	0,14 ± 0,02 ^a
<i>J. integerrima</i>	AR	0,37 ± 0,04 ^b	0,31 ± 0,08 ^b	0,22 ± 0,28 ^b
	ZI	0,25 ± 0,15 ^a	0,19 ± 0,01 ^a	0,17 ± 0,15 ^{ab}
	ZR	0,24 ± 0,05 ^a	0,17 ± 0,03 ^a	0,13 ± 0,02 ^a
	PJ	0,26 ± 0,02 ^a	0,20 ± 0,02 ^a	0,12 ± 0,12 ^a

CUS : Classe d'utilisation du sol, AR : Axe routier, ZI : Zone industrielle, ZR : Zone résidentielle, PJ : Parcs et jardins. Dans une même colonne et pour une espèce donnée, les valeurs moyennes suivies de la même lettre sont statistiquement identiques, au seuil de 5 % (test LSD de Fisher).

3.1.2. Caractéristiques physicochimiques des feuilles

3.1.2.1. Paramètres biochimiques évalués

Le tableau IV présente les variations des paramètres biochimiques évalués : pH, teneur relative en eau, teneurs en acide ascorbique et en chlorophylle totale des feuilles des différentes espèces étudiées dans les quatre classes d'utilisation du sol.

A l'analyse, il ressort dans l'ensemble que la teneur relative en eau (RWC) est plus élevée chez *C. surattensis*, *F. benjamina* et *J. integerrima* dans les parcs et jardins que dans les autres classes d'utilisation du sol. Toutefois, l'ANOVA n'a révélé aucune différence significative, sauf où les parcs et jardins se distinguent par une RWC significativement plus élevée ($p < 0,05$, test LSD de Fisher). La RWC des feuilles varie de 50,16 % à 80,09 % aux abords des axes routiers, de 63,61 % à 80,09 % dans les zones industrielles, de 66,19 % à 80,66 % dans les zones résidentielles et de 68,89 % à 90,15 % dans les parcs et jardins. La RWC semble plus faible chez *C. surattensis* que chez les autres espèces dans toutes les classes d'utilisation du sol.

Chez la plupart des espèces, le pH est plus élevé dans les parcs et jardins comparativement aux autres classes d'utilisation du sol, même si aucune différence significative n'a été constatée ($p > 0,05$, test LSD de Fisher). Ainsi, le pH varie de 5,21 à 6,96 aux abords des axes routiers, de 5,16 à 7,37 dans les zones industrielles, de 5,33 à 7,79 dans les zones résidentielles et de 5,49 à 8,05 dans les parcs et jardins. Au niveau des espèces, le pH est plus élevé chez *B. prionitis* et *F. benjamina* que chez *C. surattensis* et, dans toutes les classes d'utilisation du sol.

En ce qui concerne la teneur en chlorophylle totale (TCH) des feuilles, elle plus élevée dans les parcs et jardins comparativement aux axes routiers, zones industrielles et zones résidentielles, même si aucune différence significative n'a été constatée ($p > 0,05$, test LSD de Fisher). Les mêmes tendances ont été observées comme dans le cas du pH ($p > 0,05$, test LSD de Fisher). Dans l'ensemble, la TCH oscille de 0,71 mg/g à 1,23 mg/g aux abords des axes routiers, de 0,61 mg/g à 1,03 mg/g dans les zones industrielles, de 0,76 mg/g à 1,55 mg/g dans les zones résidentielles et de 1,07 mg/g à 1,87 mg/g dans les parcs et jardins. Au niveau des espèces, la TCH est plus élevée chez *B. prionitis* et *C. surattensis* que chez *F. benjamina* et *J. integerrima*, au niveau des axes routiers. Par contre la TCH est plus élevée chez *B. prionitis*, *C. surattensis* et *F. benjamina* que chez *J. integerrima* dans les zones résidentielles et parcs et jardins

Quant à la teneur en acide ascorbique (AA) des espèces échantillonnées, une tendance contraire à celle de la RWC, du pH et de la TCH a été constatée. En effet, La TAA est plus élevée aux abords des axes routiers et dans les zones industrielles que dans les zones résidentielles et les

parcs et jardins avec une différence significative observée chez *C. surattensis* et *F. benjamina* aux abords des axes routiers ($p < 0,05$, test LSD de Fisher). Dans l'ensemble, la TAA oscille de 5,31 mg/g à 9,57 mg/g aux abords des axes routiers, de 5,12 mg/g à 7,21 mg/g dans les zones industrielles, de 3,25 mg/g à 6,80 mg/g dans les zones résidentielles et de 3,32 mg/g à 6,62 mg/g dans les parcs et jardins. Toutefois, la TAA est plus élevée chez *F. benjamina* dans toutes les classes d'utilisation du sol que chez les autres espèces.

La combinaison de ces paramètres biochimiques a permis de déterminer l'indice de tolérance à la pollution de l'air (APTI) des différentes espèces dans toutes les classes d'utilisation du sol (Tableau IV). L'APTI oscille de 10,69 à 12,55 chez *B. prionitis*, de 9,34 à 10,10 chez *C. surattensis*, de 13,76 à 16,02 chez *F. benjamina* et de 9,95 à 10,87 chez *J. integerrima*. Cependant, aucune différence significative n'a été observée entre les classes d'utilisation du sol ($p > 0,05$, test LSD de Fisher). L'APTI est plus élevé chez *F. benjamina* que chez les autres espèces ($p < 0,05$, test LSD de Fisher).

Tableau IV : Moyennes des paramètres biochimiques des espèces dans les classes d'utilisation du sol du District Autonome d'Abidjan

Espèces	CUS	Paramètres biochimiques				
		RWC (%)	pH	TCH (mg/g)	TAA (mg/g)	APTI
<i>B. prionitis</i>	AR	75,51 ± 0,07 ^a	6,96 ± 0,09 ^a	1,19 ± 0,27 ^a	5,31 ± 0,01 ^a	11,87 ± 0,18 ^a
	ZI	70,31 ± 0,06 ^a	7,37 ± 0,03 ^a	1,02 ± 0,07 ^a	6,49 ± 0,16 ^a	12,35 ± 0,19 ^a
	ZR	79,11 ± 0,04 ^a	7,32 ± 0,01 ^a	1,40 ± 0,16 ^a	3,25 ± 0,09 ^a	10,69 ± 0,23 ^a
	PJ	77,92 ± 0,02 ^a	8,05 ± 0,02 ^a	1,87 ± 0,10 ^a	4,81 ± 0,01 ^a	12,55 ± 0,24 ^a
<i>C. surattensis</i>	AR	50,16 ± 0,09 ^a	5,21 ± 0,01 ^a	1,23 ± 0,08 ^a	7,21 ± 0,03 ^b	9,65 ± 0,13 ^a
	ZI	63,61 ± 0,15 ^a	5,16 ± 0,03 ^a	0,80 ± 0,04 ^a	5,12 ± 0,02 ^{ab}	9,34 ± 0,17 ^a
	ZR	66,19 ± 0,01 ^{ab}	5,33 ± 0,01 ^a	1,32 ± 0,17 ^a	4,41 ± 0,06 ^a	9,74 ± 0,15 ^a
	PJ	68,99 ± 0,02 ^b	5,49 ± 0,08 ^a	1,61 ± 0,06 ^a	4,82 ± 0,07 ^a	10,10 ± 0,12 ^a
<i>F. benjamina</i>	AR	80,09 ± 0,12 ^{ab}	7,53 ± 0,14 ^a	0,91 ± 0,05 ^a	9,57 ± 0,05 ^b	16,02 ± 0,11 ^a
	ZI	77,64 ± 0,01 ^a	7,31 ± 0,01 ^a	1,03 ± 0,03 ^a	7,21 ± 0,01 ^{ab}	13,76 ± 0,22 ^a
	ZR	80,66 ± 0,07 ^{ab}	7,79 ± 0,04 ^a	1,55 ± 0,02 ^a	6,80 ± 0,02 ^a	14,41 ± 0,10 ^a
	PJ	90,15 ± 0,01 ^b	8,02 ± 0,06 ^a	1,71 ± 0,02 ^a	6,62 ± 0,01 ^a	15,42 ± 0,15 ^a
<i>J. integerrima</i>	AR	78,19 ± 0,18 ^a	5,66 ± 0,03 ^a	0,71 ± 0,15 ^a	4,81 ± 0,01 ^a	10,87 ± 0,09 ^a
	ZI	70,84 ± 0,05 ^a	5,59 ± 0,04 ^a	0,61 ± 0,01 ^a	4,16 ± 0,02 ^a	10,57 ± 0,11 ^a
	ZR	78,52 ± 0,06 ^a	5,71 ± 0,02 ^a	0,76 ± 0,06 ^a	3,25 ± 0,05 ^a	9,95 ± 0,12 ^a
	PJ	80,24 ± 0,01 ^a	5,34 ± 0,11 ^a	1,07 ± 0,02 ^a	3,32 ± 0,03 ^a	10,13 ± 0,13 ^a

AR : Axe routier, ZI : Zone industrielle, ZR : Zone résidentielle, PJ : Parcs et jardins, CUS : Classes d'utilisation du sol, RWC : Teneur relative en eau, TCH : Teneur en chlorophylle totale, TAA : Teneur en acide ascorbique, APTI : Indice de tolérance à la pollution de l'air

Dans une même colonne et pour une espèce donnée, les valeurs moyennes suivies de la même lettre sont statistiquement identiques, au seuil de 5 % (test LSD de Fisher).

3.1.2.2. Teneur en métaux lourds des feuilles

La teneur en métaux lourds des feuilles varie en fonction de la classe d'utilisation du sol et de l'espèce végétale (Tableau V). En effet, il ressort chez la plupart des espèces que les teneurs en cuivre (Cu) et en plomb (Pb) des feuilles sont significativement plus élevées aux abords des axes routiers du District que dans les zones industrielles, les zones résidentielles et les parcs et jardins ($p < 0,05$, test LSD de Fisher).

La valeur la plus élevée pour le Cu est de 12,07 mg/g aux abords des axes routiers et la plus faible est de 1,19 mg/g dans les zones résidentielles et cela, chez *C. surattensis*.

Par ailleurs, la valeur la plus élevée pour le Pb est de 7,99 mg/g aux abords des axes routiers et la plus faible est de 0,40 mg/g dans les zones résidentielles et cela, chez *C. surattensis*. Toutefois, dans les zones résidentielles, les teneurs en cuivre se sont révélées plus élevées que dans les zones industrielles et cela, chez *B. prionitis* (5,45 mg/g) et *J. integerrima* (3,67 mg/g).

Les teneurs en Cu des espèces végétales ont oscillé de 6,64 mg/g à 12,07 mg/g aux abords des axes routiers, de 1,31 mg/g à 4,12 mg/g dans les zones industrielles, de 1,97 mg/g à 5,45 mg/g dans les zones résidentielles et de 2,36 mg/g à 3,71 mg/g dans les parcs et jardins.

Par ailleurs, les teneurs en Pb ont varié de 5,74 mg/g à 7,99 mg/g aux abords des axes routiers, de 1,35 mg/g à 4,55 mg/g dans les zones industrielles, de 0,40 mg/g à 1,51 mg/g dans les zones résidentielles et de 0,42 mg/g à 0,86 mg/g dans les parcs et jardins.

Tableau V : Teneur en cuivre et en plomb des feuilles par espèce et par site d'échantillonnage dans les classes d'utilisation du sol du District Autonome d'Abidjan

Espèces	CUS	Teneur en mg/g	
		Cuivre	Plomb
<i>B. prionitis</i>	AR	7,73 ± 0,07 ^b	3,60 ± 0,27 ^b
	ZI	1,31 ± 0,06 ^a	4,55 ± 0,07 ^b
	ZR	5,45 ± 0,04 ^{ab}	1,15 ± 0,16 ^a
	PJ	3,08 ± 0,02 ^a	0,42 ± 0,10 ^a
<i>C. surattensis</i>	AR	12,07 ± 0,09 ^b	7,99 ± 0,08 ^b
	ZI	2,38 ± 0,15 ^a	1,35 ± 0,04 ^a
	ZR	1,19 ± 0,01 ^a	0,40 ± 0,17 ^a
	PJ	3,71 ± 0,02 ^a	0,42 ± 0,06 ^a
<i>F. benjamina</i>	AR	6,64 ± 0,12 ^b	5,74 ± 0,05 ^b
	ZI	4,12 ± 0,01 ^{ab}	1,80 ± 0,03 ^a
	ZR	2,50 ± 0,07 ^a	0,82 ± 0,02 ^a
	PJ	2,74 ± 0,01 ^a	0,52 ± 0,02 ^a
<i>J. integerrima</i>	AR	9,78 ± 0,18 ^b	7,29 ± 0,15 ^b
	ZI	3,50 ± 0,05 ^a	1,51 ± 0,01 ^a
	ZR	3,67 ± 0,06 ^a	1,51 ± 0,06 ^a
	PJ	2,36 ± 0,01 ^a	0,86 ± 0,02 ^a

AR : Axe routier, ZI : Zone industrielle, ZR : Zone résidentielle, PJ : Parcs et jardins, CUS : Classes d'utilisation du sol

Dans une même colonne et pour une espèce donnée, les valeurs moyennes suivies de la même lettre sont statistiquement identiques, au seuil de 5 % (test LSD de Fisher).

3.1.3. Variations saisonnières des caractéristiques spectrales des feuilles

3.1.3.1. Variation saisonnière de la réflectance foliaire des espèces végétales

3.1.3.1.1. Variation saisonnière de la réflectance chez *B. prionitis*

La réflectance des feuilles varie selon la saison et la classe d'utilisation du sol (Figure 19). Ainsi, en saison sèche, la réflectance de la face adaxiale de *B. prionitis* est plus élevée dans les parcs et jardins et les zones résidentielles dans les bandes spectrales rouge et bleue avec une différence significative, par rapport aux axes routiers et zones industrielles ($p < 0,05$, test LSD de Fisher). En saison sèche, la réflectance varie de 13,72 % à 20,89 % dans le rouge, de 27,09 % à 37,53 % dans le vert et de 6,92 % à 12,19 % dans le bleu.

En saison pluvieuse, la réflectance est plus élevée aux abords des axes routiers que dans les autres classes d'utilisation du sol, dans toutes les bandes spectrales avec une différence significative ($p < 0,05$, test LSD de Fisher). Elle varie de 14,19 % à 20,24 % dans le rouge, de 31,35 % à 37,91 % dans le vert et de 7,42 % à 12,21 % dans le bleu.

Au niveau de la face abaxiale (Figure 20), la réflectance en saison sèche est significativement plus élevée dans les parcs et jardins que dans les autres classes d'utilisation du sol. Elle varie de 20,96 % à 29,88 % dans le rouge, de 32,21 % à 42,62 % dans le vert et de 14,12 % à 21,03 % dans le vert.

En saison pluvieuse, la réflectance est significativement plus élevée aux abords des axes routiers et dans les zones résidentielles que dans les autres classes d'utilisation du sol et cela, dans le rouge et le vert ($p < 0,05$, test LSD de Fisher). Dans le bleu, elle est significativement plus élevée dans les zones résidentielles et les parcs et jardins que dans les autres classes d'utilisation du sol. La réflectance varie de 22,41 % à 29,41 % dans le rouge, de 35,68 % à 43,10 % dans le vert et de 15,13 % à 21,92 % dans le bleu.

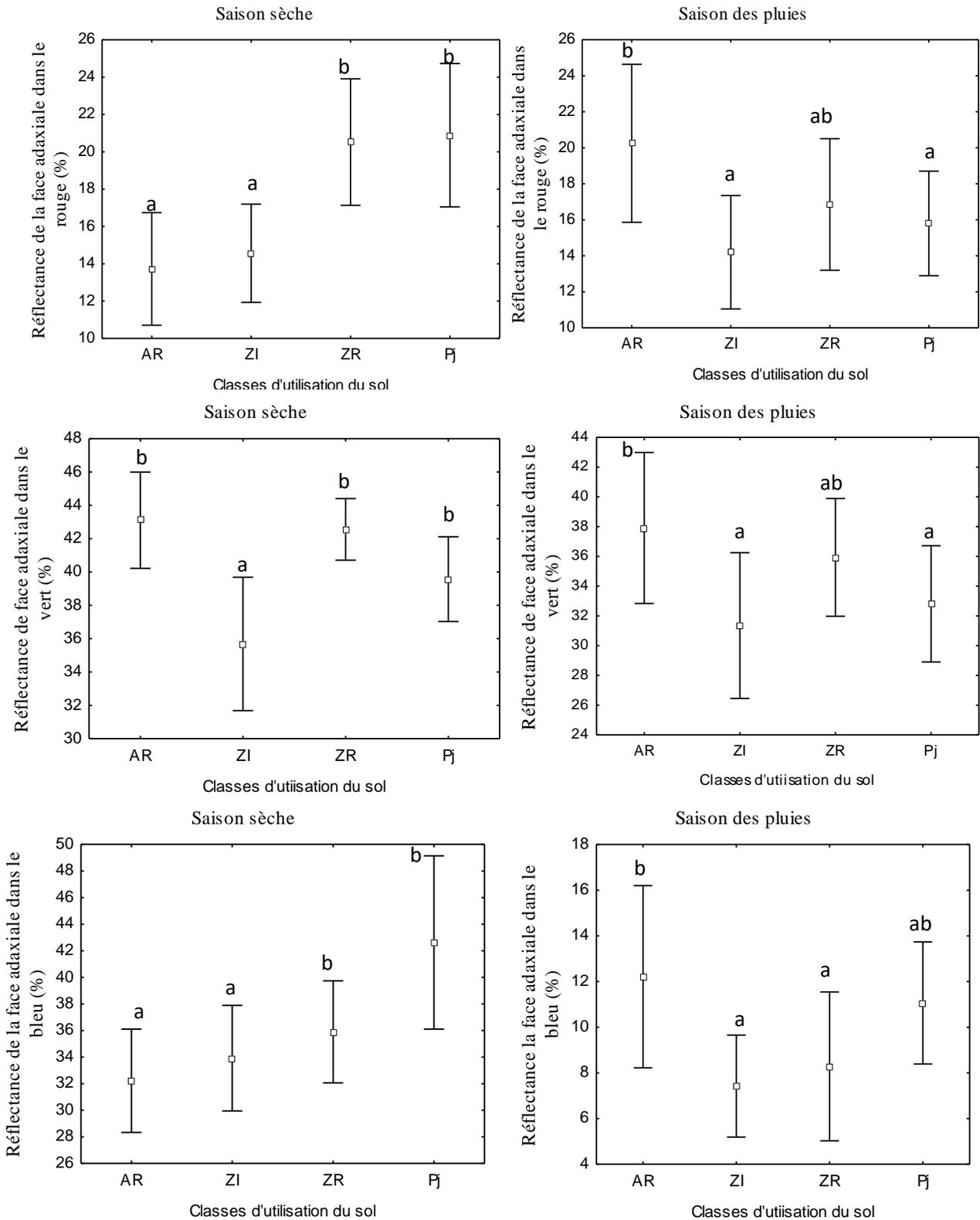


Figure 19 : Réflectance saisonnière de la face adaxiale des feuilles de *B. prionitis* dans le spectre du visible dans les classes d'utilisation du sol du District Autonome d'Abidjan

Les boîtes à moustaches surmontées de la même lettre sont statistiquement identiques au seuil de 5 % (test LSD de Fisher). Les barres d'erreurs représentent l'écart-type. AR : Axe routier, ZI : Zone industrielle, ZR : Zone résidentielle, PJ : Parcs et jardins

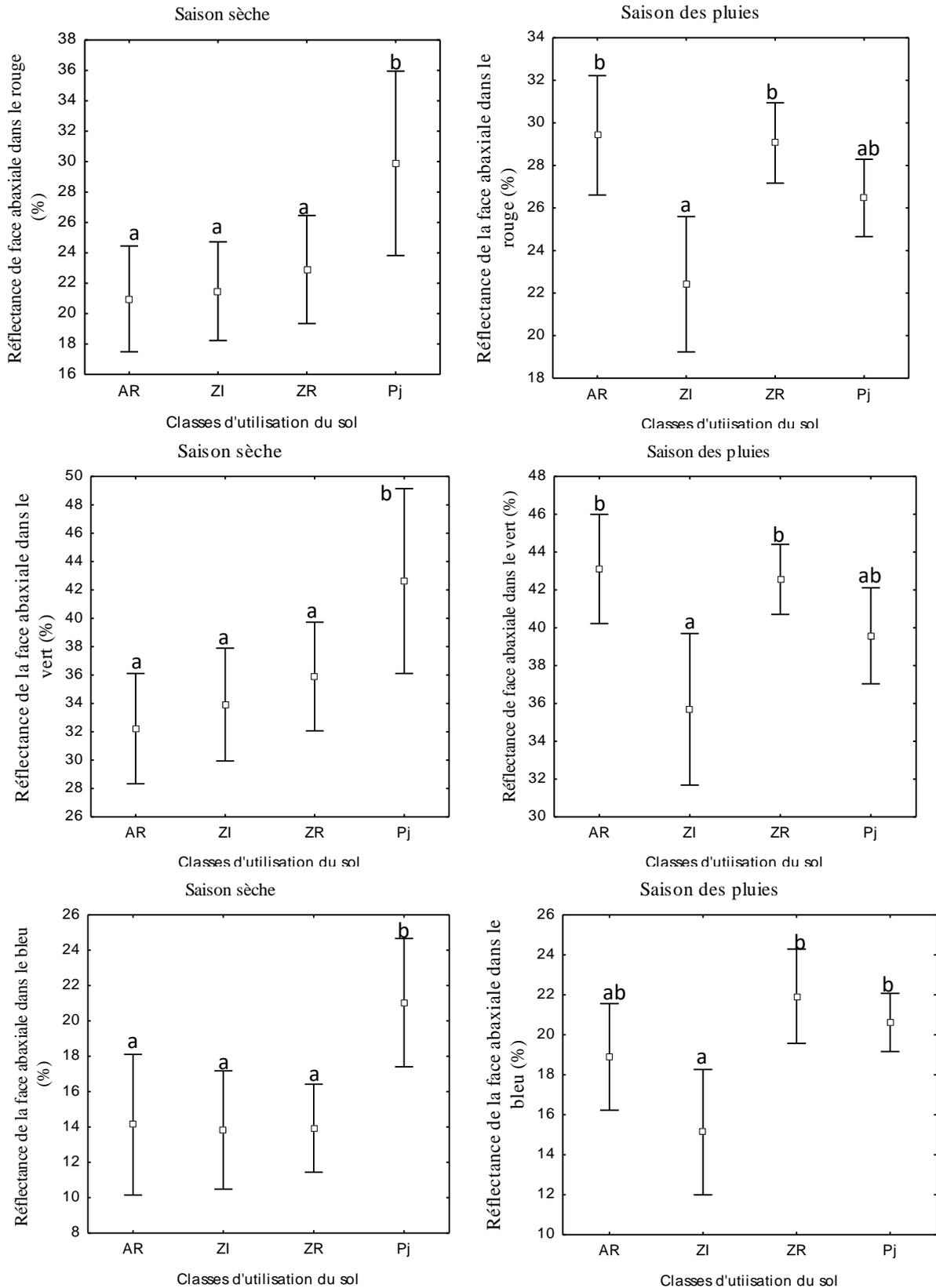


Figure 20 : Réflectance saisonnière de la face abaxiale des feuilles de *B. prionitis* dans le spectre du visible dans les classes d'utilisation du sol du District Autonome d'Abidjan

Les boîtes à moustaches surmontées de la même lettre sont statistiquement identiques au seuil de 5 % (test LSD de Fisher). Les barres d'erreurs représentent l'écart-type. AR : Axe routier, ZI : Zone industrielle, ZR : Zone résidentielle, PJ : Parcs et jardins

3.1.3.1.2. Variation saisonnière de la réflectance chez *C. surattensis*

Chez *C. surattensis*, la réflectance de la face adaxiale en saison sèche (Figure 21), est plus élevée au niveau des zones industrielles et des zones résidentielles, avec une différence significative dans les différentes bandes spectrales ($p < 0,05$, test LSD de Fisher). Dans les bandes spectrales, la réflectance varie de 21,19 % à 29,72 % dans le rouge, de 29,79 % à 40,91 % dans le vert et de 14,54 % à 19,12 % dans le bleu.

En saison pluvieuse (Figure 21), la réflectance aux abords des axes routiers semble proche de celles des zones résidentielles et parcs et jardins dans le rouge, mais elle diffère de celle des zones industrielles. Dans le domaine du vert et du bleu, la réflectance au niveau des axes routiers est proche des zones industrielles et des parcs et jardins, mais diffère de celle des zones résidentielles. La réflectance varie de 16,08 % à 21,83 % dans le rouge ; de 28,22 % à 37,51 % dans le vert et de 10,35 % à 14,93 % dans le bleu.

Au niveau de la face abaxiale (Figure 22), la réflectance foliaire en saison sèche est significativement plus élevée dans les zones résidentielles et industrielles dans toutes les bandes spectrales ($p < 0,05$, test LSD de Fisher) que dans les autres classes d'utilisation du sol. La réflectance en saison sèche varie de 30,27 % à 40,34 % dans le rouge, de 37,95 % à 50,38 % dans le vert et de 23,01 % à 29,06 % dans le bleu.

En saison pluvieuse, la réflectance aux abords des axes routiers et dans les zones industrielles est proche de celle des parcs et jardins. En saison des pluvieuse, elle varie de 21,39 % à 28,65 % dans le rouge, de 33,57 % à 41,70 % dans le vert et de 14,60 % à 19,18 % dans le bleu.

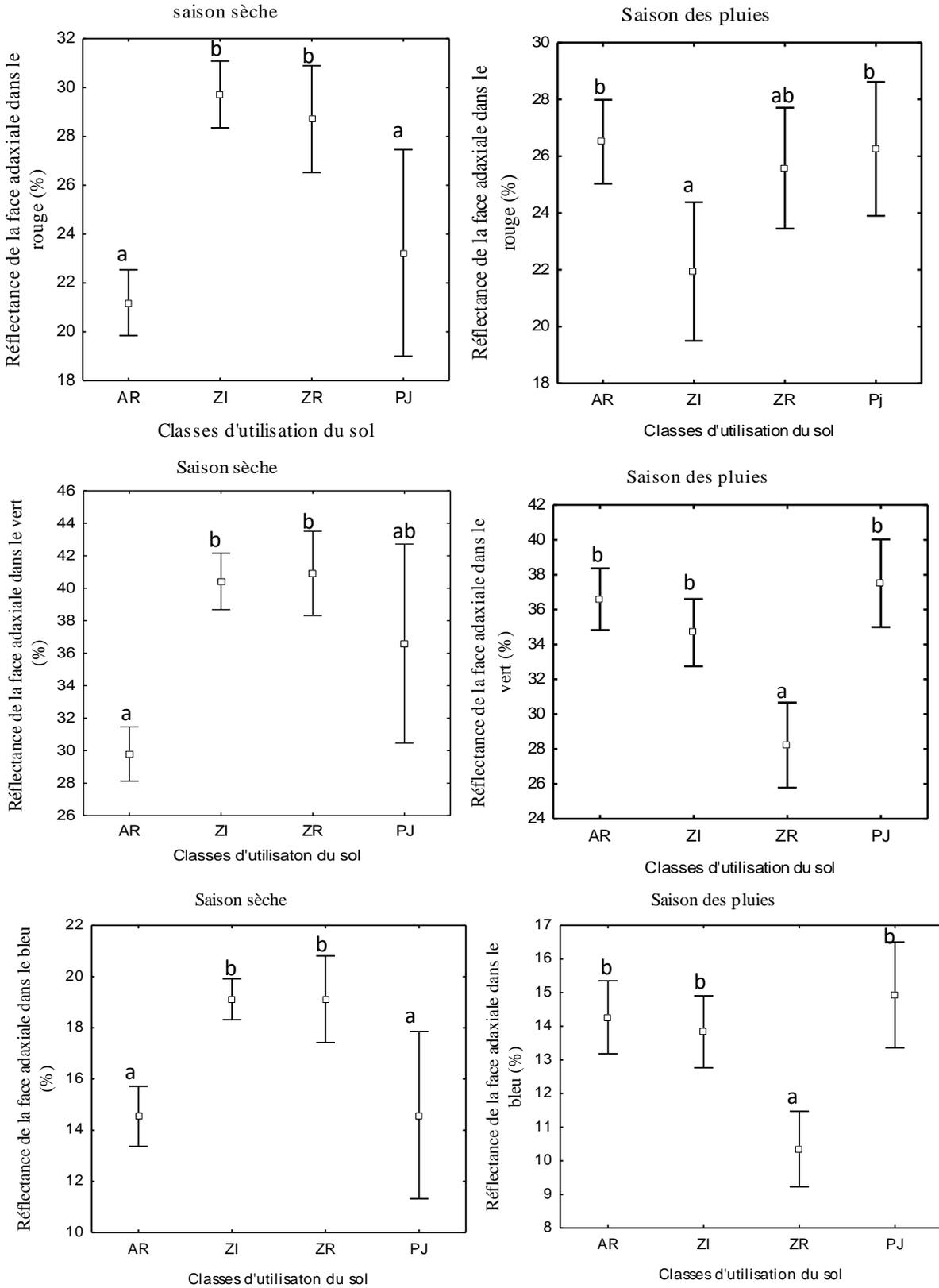


Figure 21 : Réflectance saisonnière de la face adaxiale des feuilles de *C. surattensis* dans le spectre du visible dans les classes d'utilisation du sol du District Autonome d'Abidjan

Les boîtes à moustaches surmontées de la même lettre sont statistiquement identiques au seuil de 5 % (test LSD de Fisher). Les barres d'erreurs représentent l'écart-type. AR : Axe routier, ZI : Zone industrielle, ZR : Zone résidentielle, PJ : Parcs et jardins

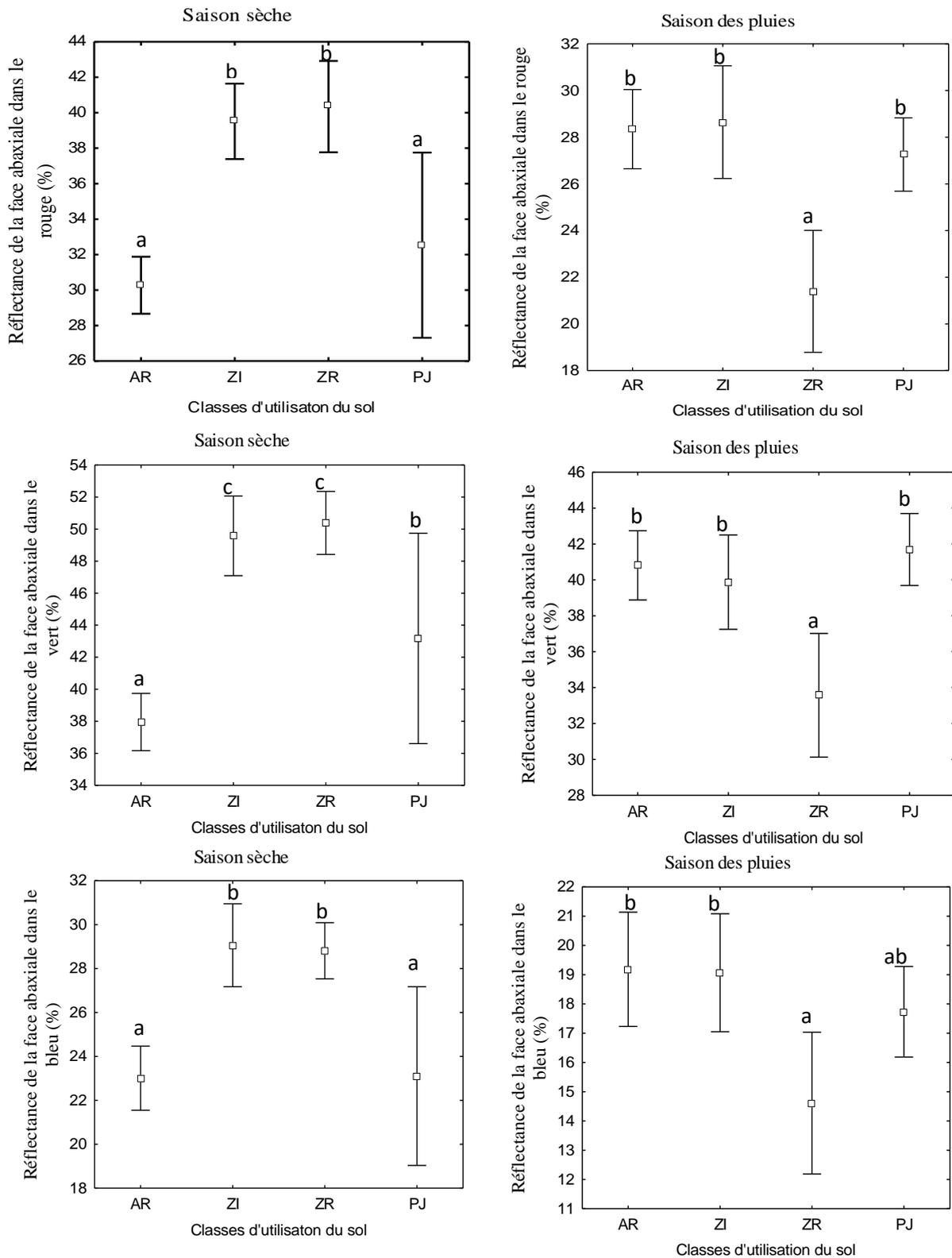


Figure 22 : Réflectance saisonnière de la face abaxiale des feuilles de *C. surattensis* dans le spectre du visible dans les classes d'utilisation du sol du District Autonome d'Abidjan

Les boîtes à moustaches surmontées de la même lettre sont statistiquement identiques au seuil de 5 % (test LSD de Fisher). Les barres d'erreurs représentent l'écart-type. AR : Axe routier, ZI : Zone industrielle, ZR : Zone résidentielle, PJ : Parcs et jardins

3.1.3.1.3. Variation saisonnière de la réflectance chez *F. benjamina*

Chez *F. benjamina*, la réflectance de la face adaxiale en saison sèche est significativement plus élevée dans les zones industrielles et les parcs et jardins que dans les autres classes d'utilisation du sol et cela, dans toutes les bandes spectrales (Figure 23). Cette réflectance varie de 15,81 % à 23,37 % dans le rouge, de 29,59 % à 36,90 % dans le vert et de 9,83 % à 15,55 % dans le bleu.

En saison pluvieuse, la réflectance est significativement plus élevée dans les parcs et jardins que dans les autres classes d'utilisation du sol, dans toutes les bandes spectrales ($p < 0,05$, test LSD de Fisher). Elle varie de 12,30 % à 16,21 % dans le rouge, de 26,69 % à 32,94 % dans le vert et de 6,72 % à 11,07 % dans le bleu.

En ce qui concerne la face abaxiale (Figure 24), la réflectance en saison sèche est significativement plus élevée dans les parcs et jardins et les zones industrielles qu'aux abords des axes routiers et des zones résidentielles et cela, dans toutes les bandes spectrales ($p < 0,05$, test LSD de Fisher). Cette réflectance varie de 23,08 % à 31,88 % dans le rouge, de 36,77 % à 44,43 % dans le vert et de 10,69 % à 16,84 % dans le bleu.

En saison pluvieuse, la réflectance est significativement plus élevée aux abords des axes routiers, dans les zones résidentielles et les parcs et jardins, dans toutes les bandes spectrales, que dans les zones industrielles ($p < 0,05$, test LSD de Fisher). Elle varie de 21,93 % à 26,51 % dans le rouge, de 37,68 % à 42,48 % dans le vert et de 9,23 % à 11,99 % dans le bleu.

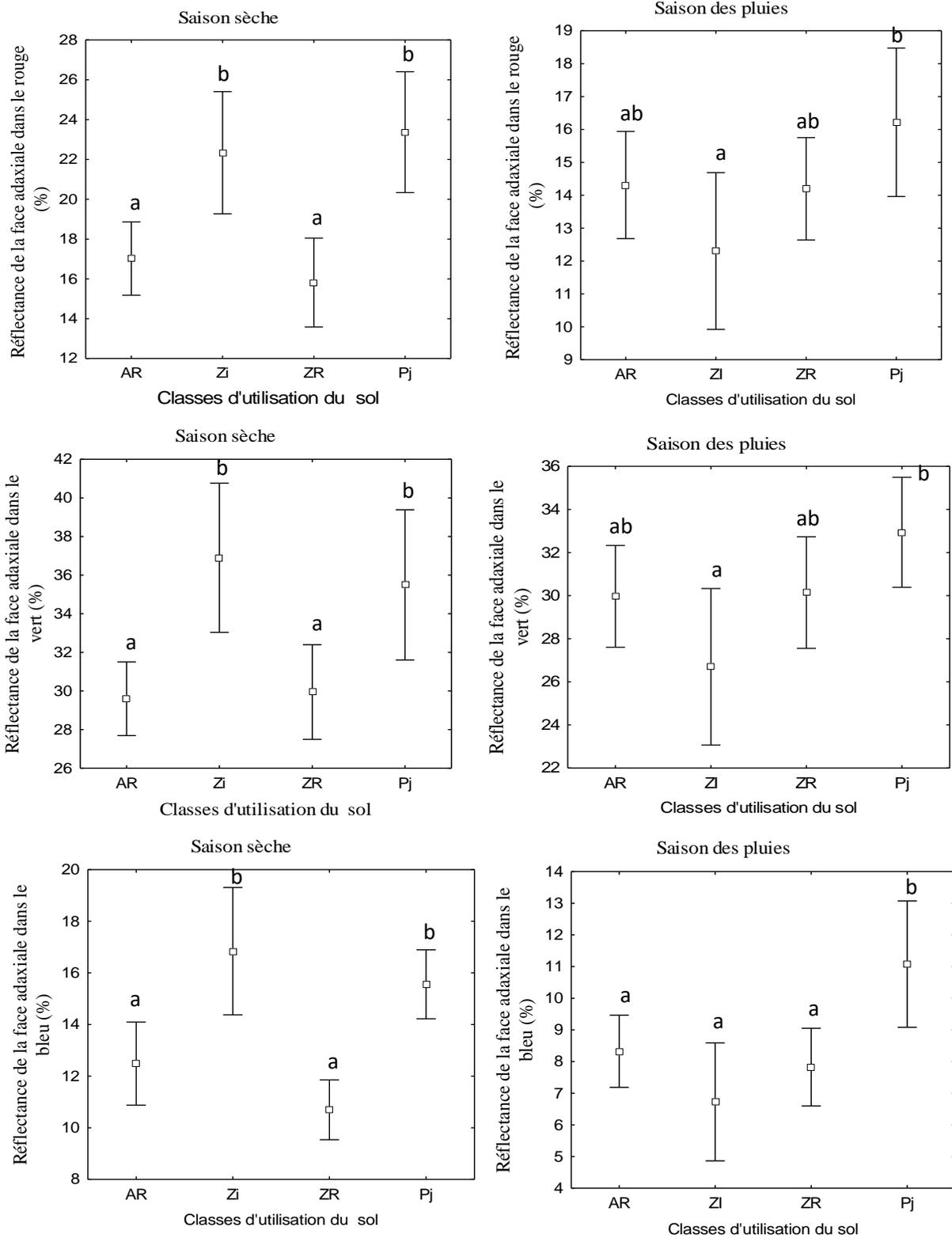


Figure 23 : Réflectance saisonnière de la face adaxiale des feuilles de *F. benjamina* dans le spectre du visible dans les classes d'utilisation du sol du District Autonome d'Abidjan

Les boîtes à moustaches surmontées de la même lettre sont statistiquement identiques au seuil de 5 % (test LSD de Fisher). Les barres d'erreurs représentent l'écart-type. AR : Axe routier, ZI : Zone industrielle, ZR : Zone résidentielle, PJ : Parcs et jardins

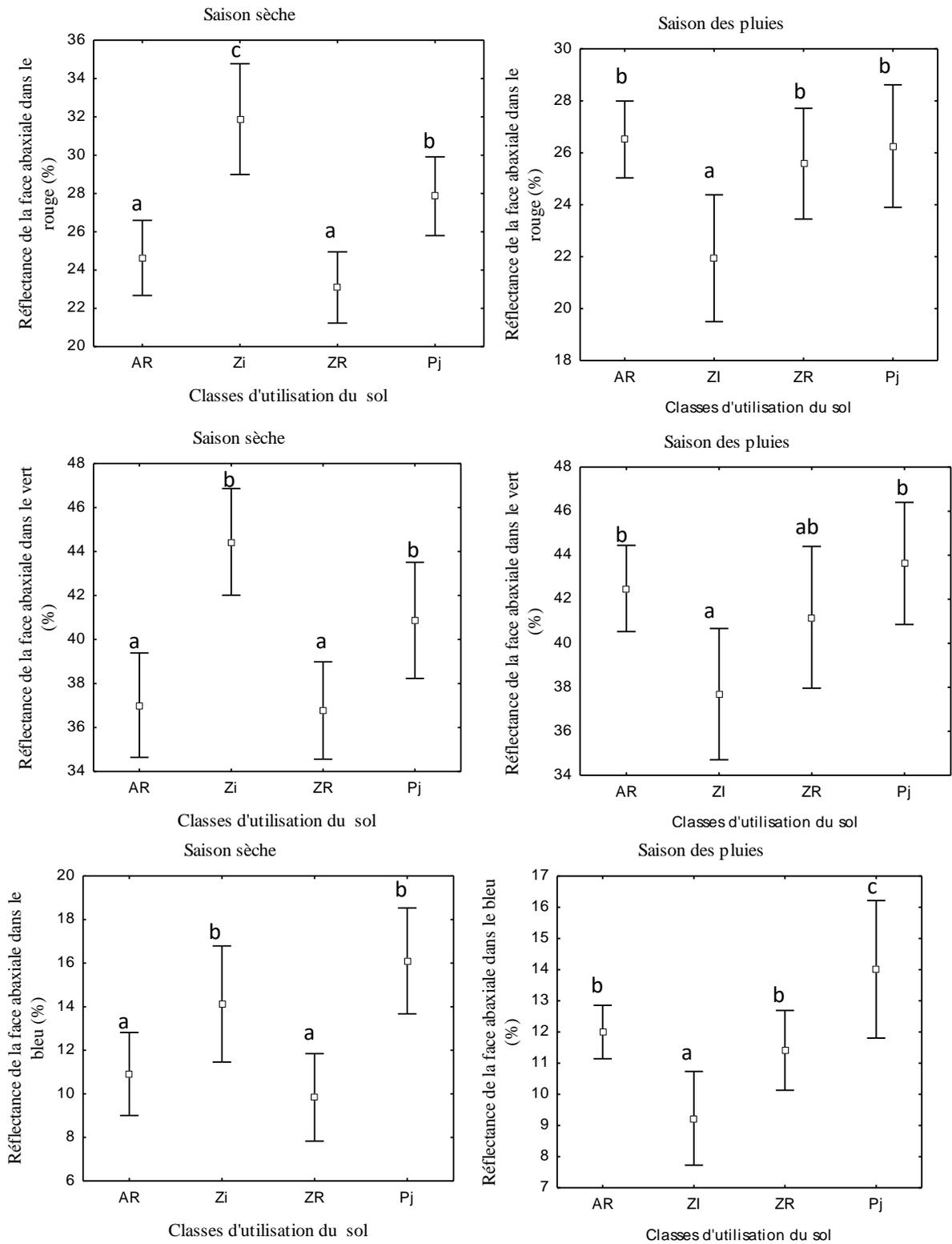


Figure 24 : Réflectance saisonnière de la face abaxiale des feuilles de *F. benjamina* dans le spectre du visible dans les classes d'utilisation du sol du District Autonome d'Abidjan

Les boîtes à moustaches surmontées de la même lettre sont statistiquement identiques au seuil de 5 % (test LSD de Fisher). Les barres d'erreurs représentent l'écart-type. AR : Axe routier, ZI : Zone industrielle, ZR : Zone résidentielle, Pj : Parcs et jardins

3.1.3.1.4. Variation saisonnière de la réflectance chez *J. integerrima*

Chez *J. integerrima*, la réflectance en saison sèche au niveau de la face adaxiale (Figure 25) est significativement plus élevée dans les parcs et jardins dans toutes les bandes spectrales ($p < 0,05$, test LSD de Fisher) que dans les autres classes d'utilisation du sol. Elle varie de 10,21 % à 20,24 % dans le rouge, de 21,51 % à 34,30 % dans le vert et de 7,05 % à 16,16 % dans le bleu.

En saison pluvieuse, la réflectance aux abords des axes routiers est significativement plus élevée que dans les autres classes d'utilisation du sol et ce, dans les bandes spectrales rouge et bleue ($p < 0,05$, test LSD de Fisher). Dans le vert, elle est statistiquement identique dans toutes les classes d'utilisation du sol. Elle varie de 11,65 % à 15,83 % dans le rouge, de 24,49 % à 29,65 % dans le vert et de 6,81 % à 12,33 % dans le bleu.

Au niveau de la face abaxiale (Figure 26), la réflectance en saison sèche est significativement plus élevée dans les parcs et jardins que dans les autres classes d'utilisation du sol, dans les bandes spectrales verte et bleue ($p < 0,05$, test LSD de Fisher). La réflectance varie de 20,47 % à 31,03 % dans le rouge, de 33,81 % à 45,06 % dans le vert et de 12,42 % à 19,74 % dans le bleu.

En saison pluvieuse, la réflectance est significativement plus élevée dans les parcs et jardins que dans les autres classes d'utilisation du sol et ce, dans la bande rouge ($p < 0,05$, test LSD de Fisher). Elle varie de 19,64 % à 25,19 % dans le rouge, de 35,95 % à 40,93 % dans le vert et de 10,65 % à 14,73 % dans le bleu.

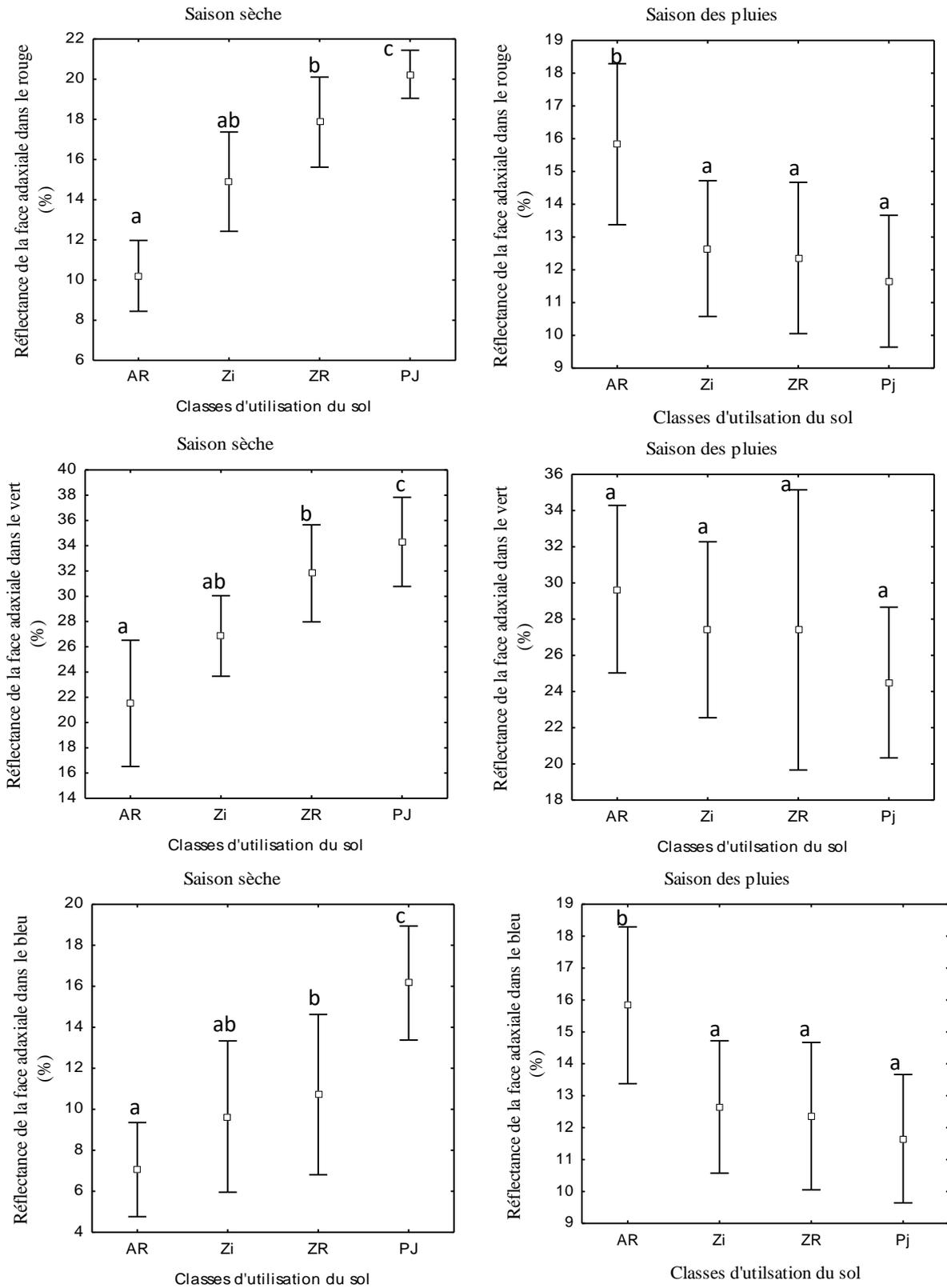


Figure 25 : Réflectance saisonnière de la face adaxiale des feuilles de *J. integerrima* dans le spectre du visible dans les classes d'utilisation du sol du District Autonome d'Abidjan

Les boîtes à moustaches surmontées de la même lettre sont statistiquement identiques au seuil de 5 % (test LSD de Fisher). Les barres d'erreurs représentent l'écart-type. AR : Axe routier, Zi : Zone industrielle, ZR : Zone résidentielle, PJ : Parcs et jardins

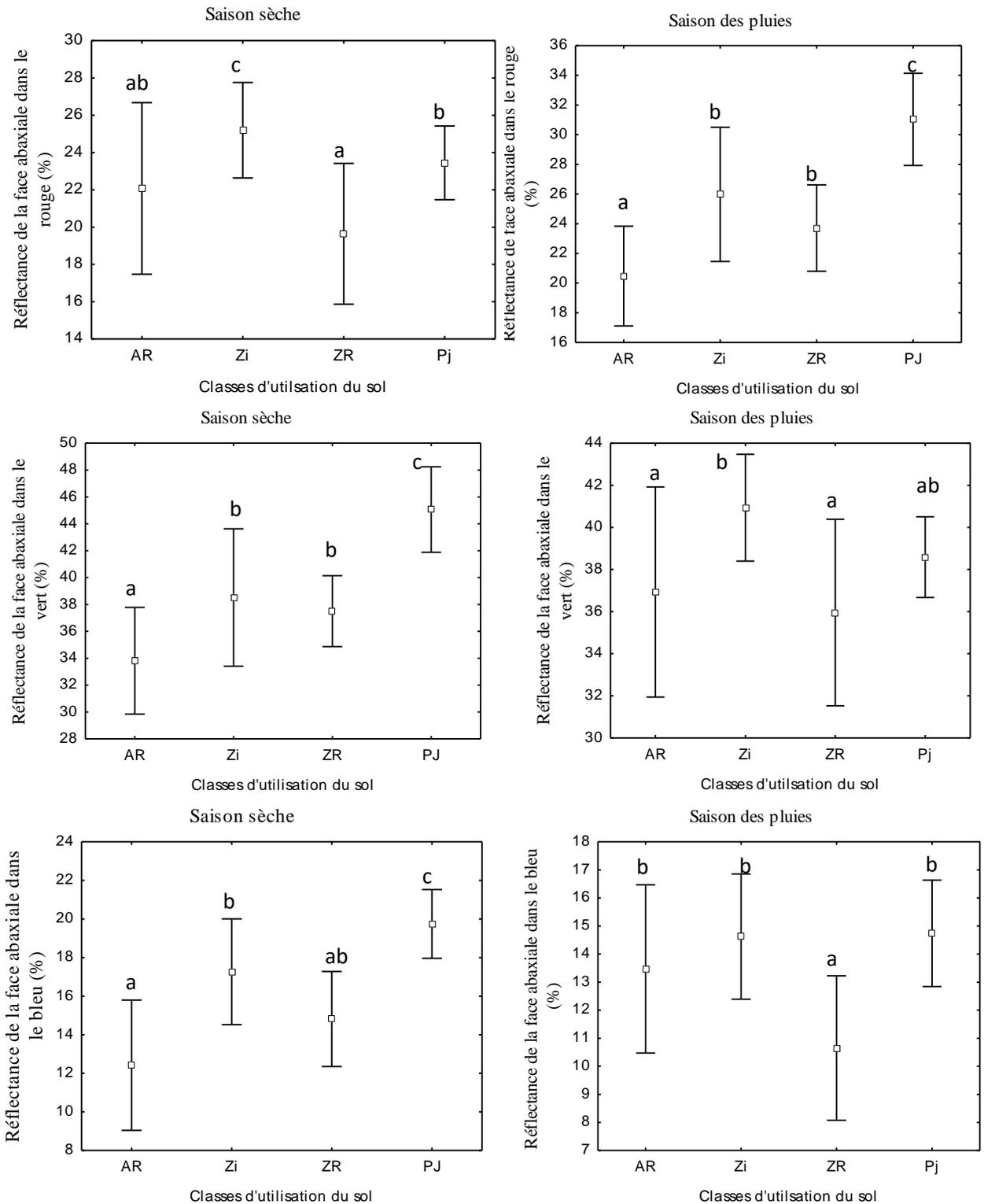


Figure 26 : Réflectance saisonnière de la face abaxiale des feuilles de *J. integerrima* dans le spectre du visible dans les classes d'utilisation du sol du District Autonome d'Abidjan

Les boîtes à moustaches surmontées de la même lettre sont statistiquement identiques au seuil de 5 % (test LSD de Fisher). Les barres d'erreurs représentent l'écart-type. AR : Axe routier, Zi : Zone industrielle, ZR : Zone résidentielle, Pj : Parcs et jardins

3.1.3.2. Variation saisonnière de l'indice normalisé d'asymétrie dorsiventrals (NDAI) des feuilles des différentes espèces végétales

3.1.3.2.1. Variation saisonnière du NDAI chez *B. prionitis*

L'indice normalisé d'asymétrie dorsiventrals (NDAI) des feuilles des différentes espèces varie d'une classe d'utilisation du sol à une autre et en fonction des saisons (Figure 27). Le NDAI, de *B. prionitis* en saison sèche est significativement plus élevé aux abords des axes routiers que dans les autres classes d'utilisation du sol, dans les bandes spectrales rouge et bleue ($p < 0,05$, test LSD de Fisher). En saison sèche, le NDAI varie de 0,18 à 0,33 dans le rouge, de 0,04 à 0,10 dans le vert et de 0,08 à 0,21 dans le bleu.

C'est la tendance contraire qui est observée en saison pluvieuse durant laquelle le NDAI semble plus élevé dans les zones résidentielles que dans les autres classes d'utilisation du sol, avec une différence significative seulement dans la bande spectrale rouge ($p < 0,05$, test LSD de Fisher). En saison pluvieuse, l'indice varie de 0,23 à 0,46 dans le rouge, de 0,08 à 0,11 dans le vert et de 0,19 à 0,27 dans le bleu.

3.1.3.2.2. Variation saisonnière du NDAI chez *C. surattensis*

Pendant la saison sèche, le NDAI des feuilles de *C. surattensis* a été plus élevé aux abords des axes routiers, dans les zones industrielles et les zones résidentielles que dans les parcs et jardins (Figure 28), même si aucune différence significative n'a été observée ($p > 0,05$, test LSD de Fisher). En saison sèche, le NDAI varie de 0,18 à 0,33 dans le rouge, de 0,04 à 0,10 dans le vert et de 0,08 à 0,21 dans le bleu.

En saison pluvieuse, les variations du NDAI sont moindres d'une classe d'utilisation du sol à une autre, dans toutes les bandes spectrales du visible. Le NDAI a varié de 0,13 à 0,22 dans le rouge, de 0,07 à 0,10 dans le vert et de 0,13 à 0,16 dans le bleu.

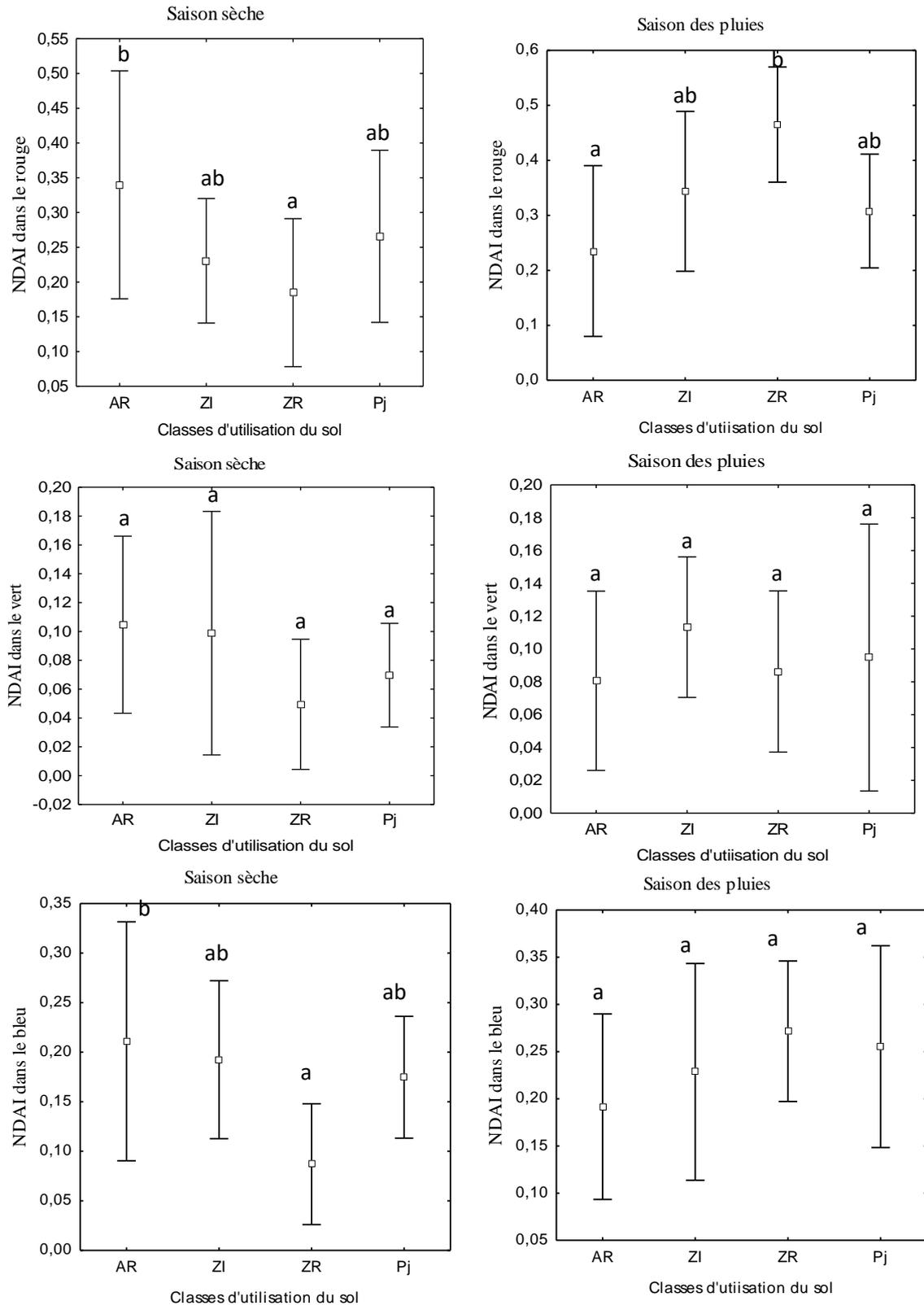


Figure 27 : Variation saisonnière du NDAI des feuilles de *B. prionitis* dans le spectre du visible dans les classes d'utilisation du sol du District Autonome d'Abidjan

Les boîtes à moustaches surmontées de la même lettre sont statistiquement identiques au seuil de 5 % (test LSD de Fisher). Les barres d'erreurs représentent l'écart-type. AR : Axe routier, ZI : Zone industrielle, ZR : Zone résidentielle, Pj : Parcs et jardins, NDAI : Indice normalisé d'asymétrie dorsiventrals

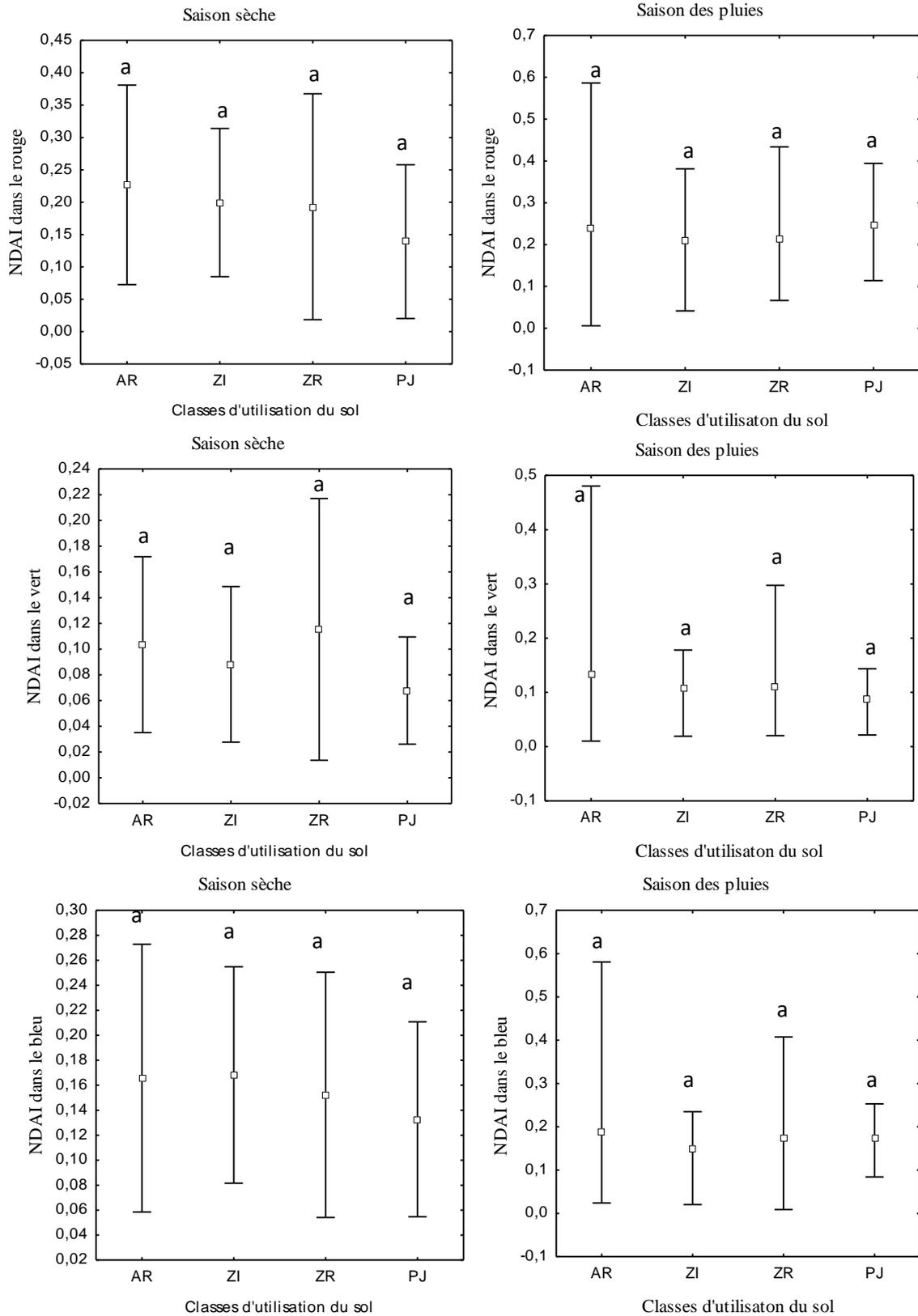


Figure 28 : Variation saisonnière du NDAI des feuilles de *C.surattensis* dans le spectre du visible dans les classes d’utilisation du sol du District Autonome d’Abidjan

Les boîtes à moustaches surmontées de la même lettre sont statistiquement identiques au seuil de 5 % (test LSD de Fisher). Les barres d’erreurs représentent l’écart-type. AR : Axe routier, ZI : Zone industrielle, ZR : Zone résidentielle, PJ : Parcs et jardins, NDAI : Indice normalisé d’asymétrie dorsiventrle

3.1.3.2.3. Variation saisonnière du NDAI chez *F. benjamina*

Pendant la saison sèche, les variations du NDAI des feuilles Chez *F. benjamina* sont faibles d'une classe d'utilisation du sol à une autre, dans toutes les bandes spectrales (Figure 29). Le NDAI varie de 0,14 à 0,21 dans le rouge, de 0,09 à 0,12 dans le vert et de 0,12 à 0,20 dans le bleu.

En saison pluvieuse, le NDAI semble plus élevé aux abords des axes routiers, dans les zones industrielles et les zones résidentielles que dans les parcs et jardins avec une différence significative observée dans la bande bleue ($p < 0,05$, test LSD de Fisher). L'indice a varié de 0,24 à 0,31 dans le rouge, de 0,14 à 0,19 dans le vert et de 0,14 à 0,28 dans le bleu.

3.1.3.2.4. Variation saisonnière du NDAI chez *J. integerrima*

Le NDAI des feuilles chez *J. integerrima* en saison sèche (Figure 30) est significativement plus élevé aux abords des axes routiers et dans les zones industrielles que dans les zones résidentielles et les parcs et jardins, dans les bandes spectrales du visible ($p < 0,05$, test LSD de Fisher). Il varie de 0,16 à 0,34 dans le rouge, de 0,09 à 0,22 dans le vert et de 0,11 à 0,29 dans le bleu.

En saison pluvieuse, le NDAI est significativement moins élevé aux abords des axes routiers que dans les autres classes d'utilisation du sol ($p < 0,05$, test LSD de Fisher). Il varie de 0,18 à 0,33 dans le rouge, de 0,12 à 0,22 dans le vert et de 0,16 à 0,26 dans le bleu.

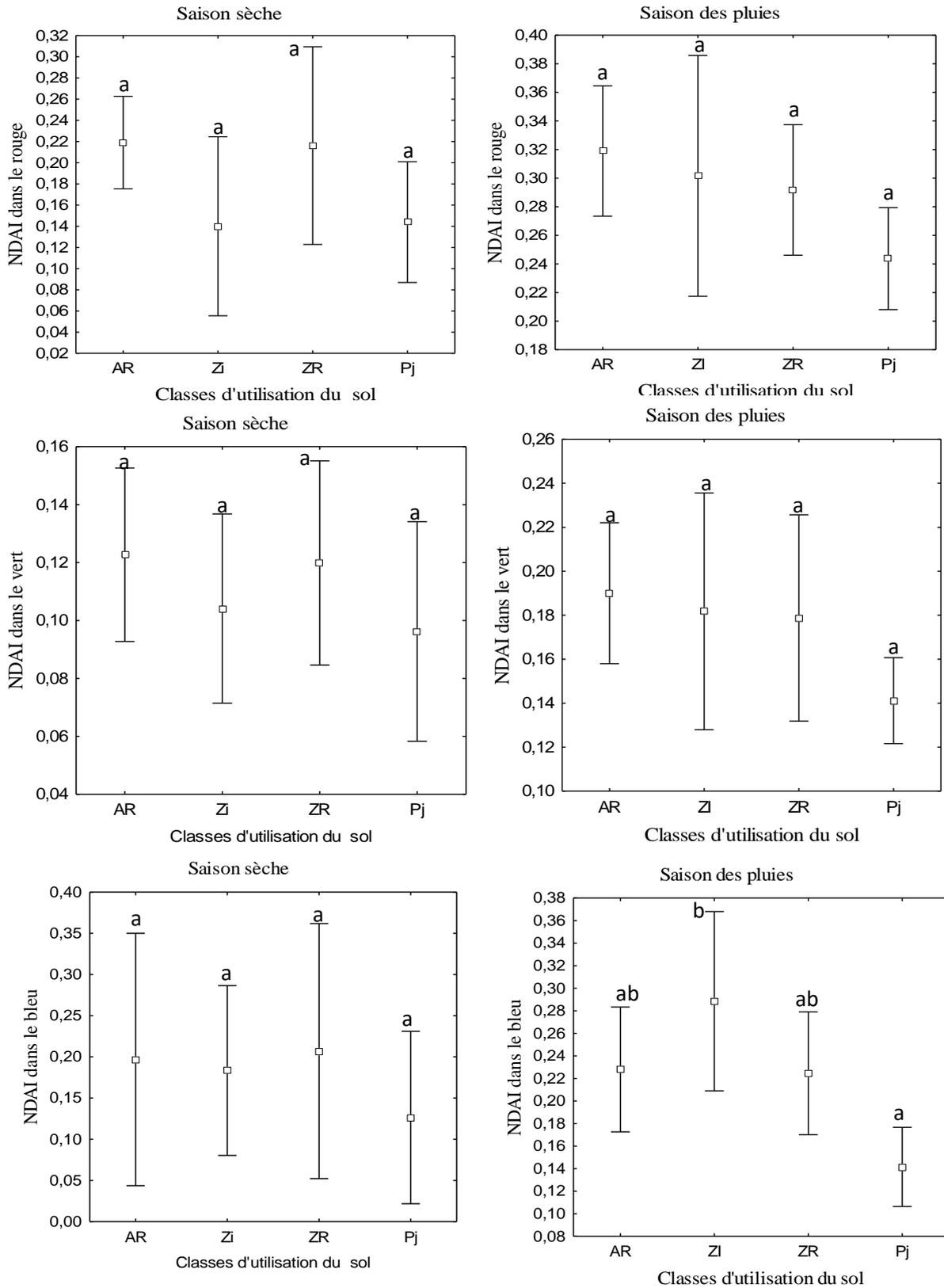


Figure 29 : Variation saisonnière du NDAI des feuilles de *F. benjamina* dans le spectre du visible dans les classes d'utilisation du sol du District Autonome d'Abidjan

Les boîtes à moustaches surmontées de la même lettre sont statistiquement identiques au seuil de 5 % (test LSD de Fisher). Les barres d'erreurs représentent l'écart-type. AR : Axe routier, ZI : Zone industrielle, ZR : Zone résidentielle, PJ : Parcs et jardins, NDAI : indice normalisé d'asymétrie dorsiventrale

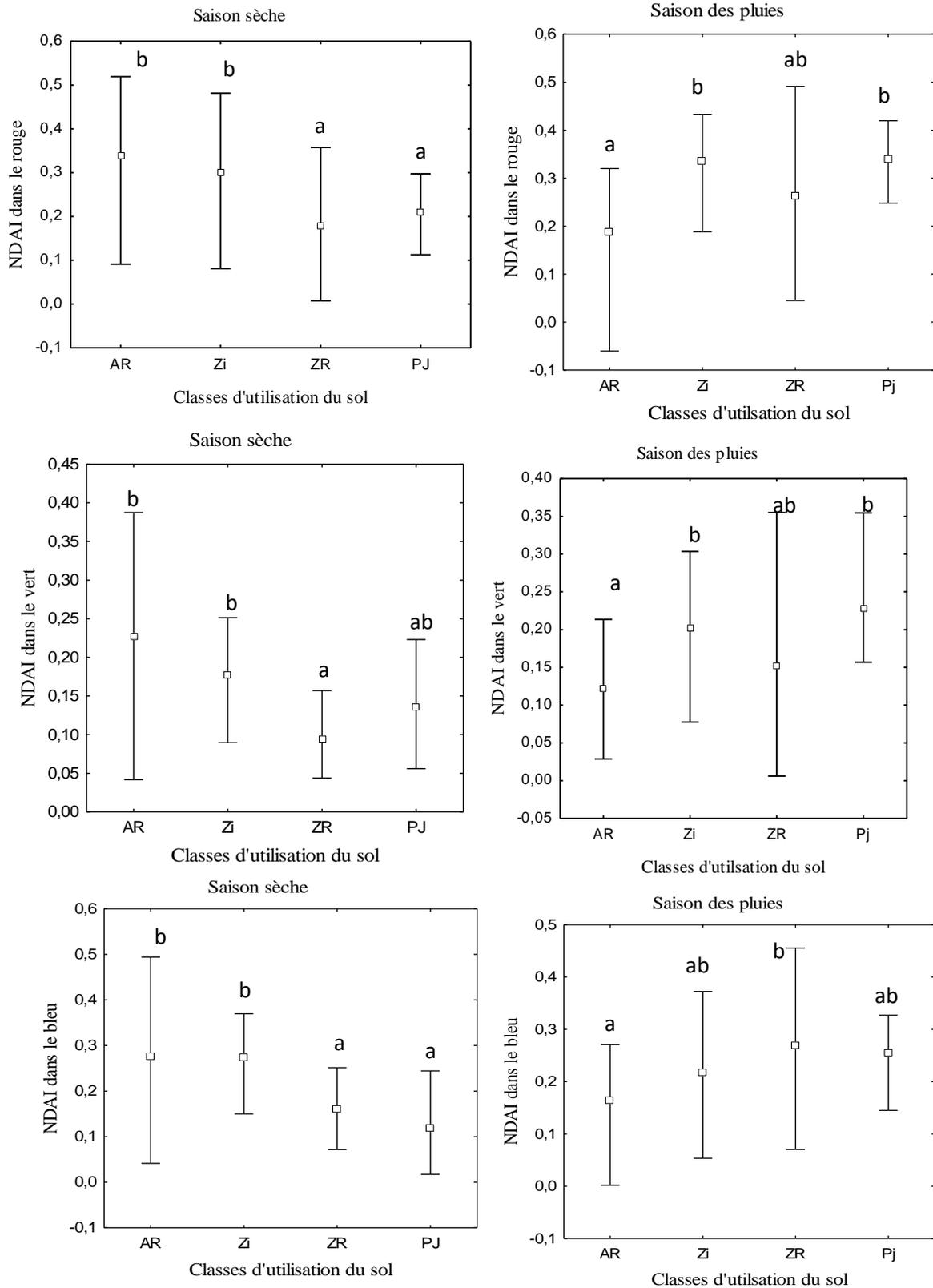


Figure 30 : Variation saisonnière du NDAI des feuilles de *J. integerrima* dans le spectre du visible dans les classes d'utilisation du sol du District Autonome d'Abidjan

Les boîtes à moustaches surmontées de la même lettre sont statistiquement identiques au seuil de 5 % (test LSD de Fisher). Les barres d'erreurs représentent l'écart-type. AR : Axe routier, Zi : Zone industrielle, ZR : Zone résidentielle, PJ : Parcs et jardins, NDAI : indice normalisé d'asymétrie dorsiventrale

3.1.4. Influence de la saison sur les paramètres biochimiques des feuilles végétales

3.1.4.1. Aux abords des axes routiers

Aux abords des axes routiers, le pH des extraits foliaires des quatre espèces étudiées est nettement plus élevé en saison des pluies qu'en saison sèche (Figure 31). Cependant, aucune différence significative n'a été relevée par l'analyse de variance ($p > 0,01$, test t de Student). Dans l'ensemble, le pH a varié de 5,33 chez *C. surattensis* à 7,53 chez *F. benjamina* en saison sèche. Pendant la saison pluvieuse, il a varié de 5,35 chez *C. surattensis* à 7,74 chez *F. benjamina*.

La teneur relative en eau des feuilles a montré une tendance contraire à celle du pH (Figure 31). Elle est sensiblement plus élevée en saison sèche qu'en saison des pluies, sans qu'aucune différence significative ne se dégage ($p > 0,01$, test t de Student). En saison sèche, elle varie de 66,99 % chez *C. surattensis* à 80,09 % chez *F. benjamina*. En saison pluvieuse, cette teneur varie de 65,70 % chez *J. integerrima* à 78 % chez *B. prionitis*.

La teneur en acide ascorbique des feuilles de toutes les espèces étudiées a été plus élevée en saison sèche qu'en saison pluvieuse (Figure 31). Toutefois, cette différence n'est hautement significative que chez *F. benjamina* et *J. integerrima* ($p < 0,01$, test t de Student). Durant la saison sèche, la teneur en acide ascorbique des espèces a varié de 5 mg/g chez *C. surattensis* à 10,56 mg/g chez *F. benjamina*. Pendant la saison pluvieuse, elle a fluctué de 4,66 mg/g chez *C. surattensis* à 7,20 mg/g chez *F. benjamina*.

La teneur en chlorophylle totale des feuilles végétales est plus élevée en saison pluvieuse qu'en saison sèche chez toutes les espèces (Figure 31). Toutefois, cette différence n'est hautement significative que chez *B. prionitis* et *C. surattensis* ($p < 0,01$, test t de Student). La teneur en chlorophylle totale en saison sèche a varié de 0,67 mg/g chez *B. prionitis* à 1,07 mg/g chez *J. integerrima*. En saison pluvieuse, cette teneur a varié de 1,27 mg/g chez *F. benjamina* à 3,32 mg/g *C. surattensis*.

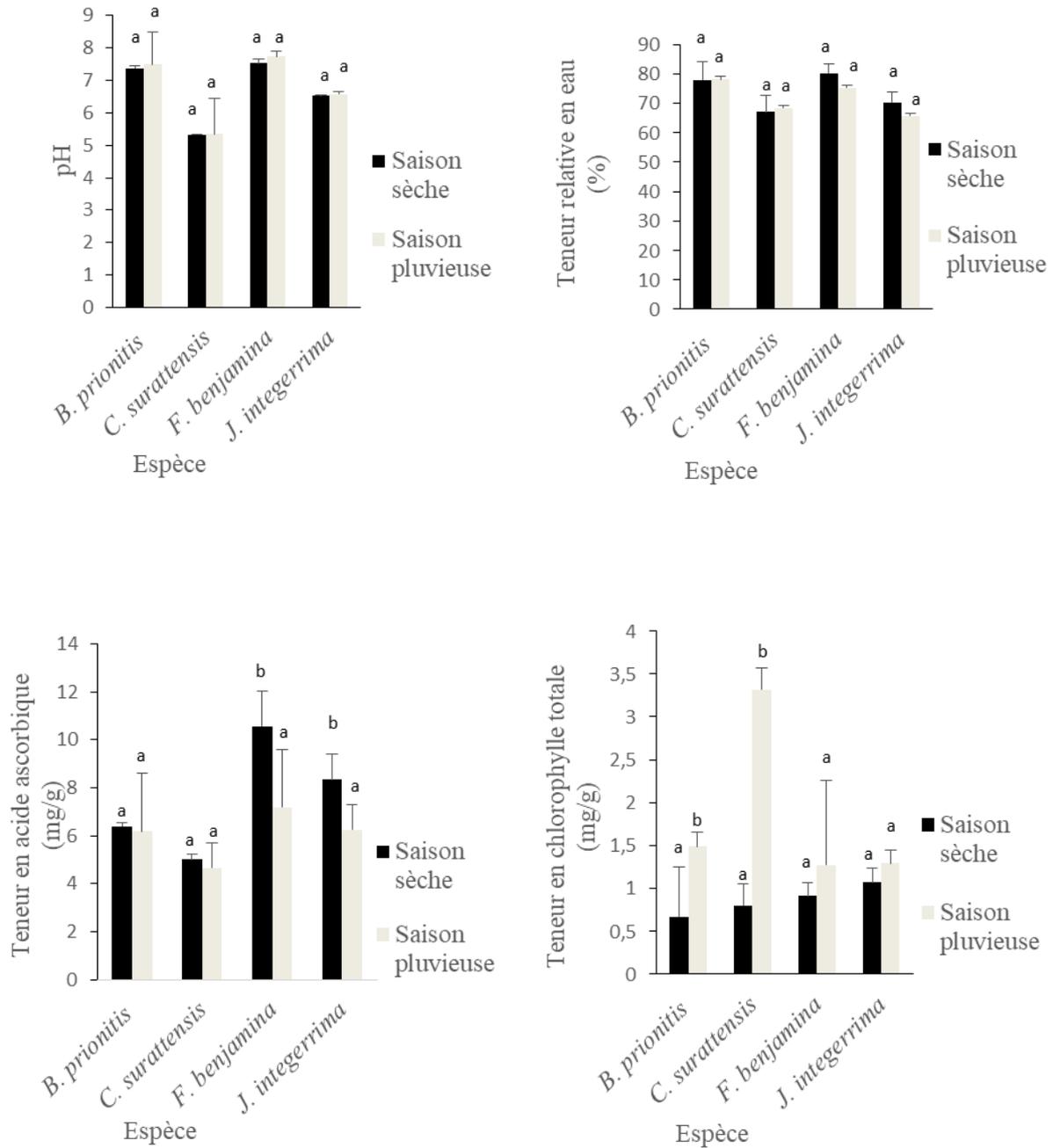


Figure 31 : Variation saisonnière des paramètres biochimiques des feuilles de plantes aux abords des axes routiers du District Autonome d'Abidjan

Les barres au-dessus des histogrammes représentent les écart-types. Pour une espèce donnée, la même lettre alphabétique au-dessus des histogrammes indique des valeurs statistiquement identiques, au seuil de 5 % (test LSD de Fisher).

3.1.4.2. Au niveau des zones industrielles

Au niveau des zones industrielles, le pH des extraits foliaires est statistiquement identique durant les deux saisons (sèche et pluvieuse) chez toutes les espèces (Figure 32), même si l'écart paraît important chez *B. prionitis* ($p > 0,01$, test t de Student). Durant la saison sèche, le pH a varié de 5,26 chez *C. surattensis* à 7,24 chez *F. benjamina*. Pendant la saison pluvieuse, il a varié de 5,21 chez *C. surattensis* à 8,05 chez *B. prionitis*.

Chez toutes les espèces étudiées, la teneur relative en eau des feuilles est légèrement plus élevée en saison pluvieuse qu'en saison sèche (Figure 32). Toutefois, cette différence n'est significative que chez *C. surattensis* ($p < 0,01$, test t de Student). En saison sèche, la teneur relative en eau a varié de 37,68 % chez *C. surattensis* à 76,11 % chez *F. benjamina*. En saison pluvieuse, elle a varié de 50,16 % chez *C. surattensis* à 78 % chez *B. prionitis*.

La teneur en acide ascorbique des feuilles a varié selon la saison et l'espèce (Figure 32). En effet, cette teneur a été plus élevée en saison pluvieuse qu'en saison sèche chez *B. prionitis* et *C. surattensis* avec une différence significative seulement chez *B. prionitis* ($p < 0,01$, test t de Student). Par contre, la tendance contraire a été observée chez *F. benjamina* et *J. integerrima*. La teneur en acide ascorbique en saison sèche a varié de 5,2 mg/g chez *J. integerrima* à 10 mg/g chez *B. prionitis*. En saison pluvieuse, elle a varié de 2,5 mg/g chez *J. integerrima* à 16,80 mg/g chez *B. prionitis* les mêmes espèces.

La teneur en chlorophylle totale des feuilles a été plus élevée en saison pluvieuse qu'en saison sèche (Figure 32), avec une différence significative chez *C. surattensis* et *J. integerrima* ($p < 0,01$, test t de Student). En saison sèche, elle a varié de 0,61 mg/g chez *J. integerrima* à 1,73 mg/g chez *F. benjamina*. En saison pluvieuse, ce paramètre biochimique a varié de 1,29 mg/g chez *J. integerrima* à 2,67 mg/g chez *F. benjamina*.

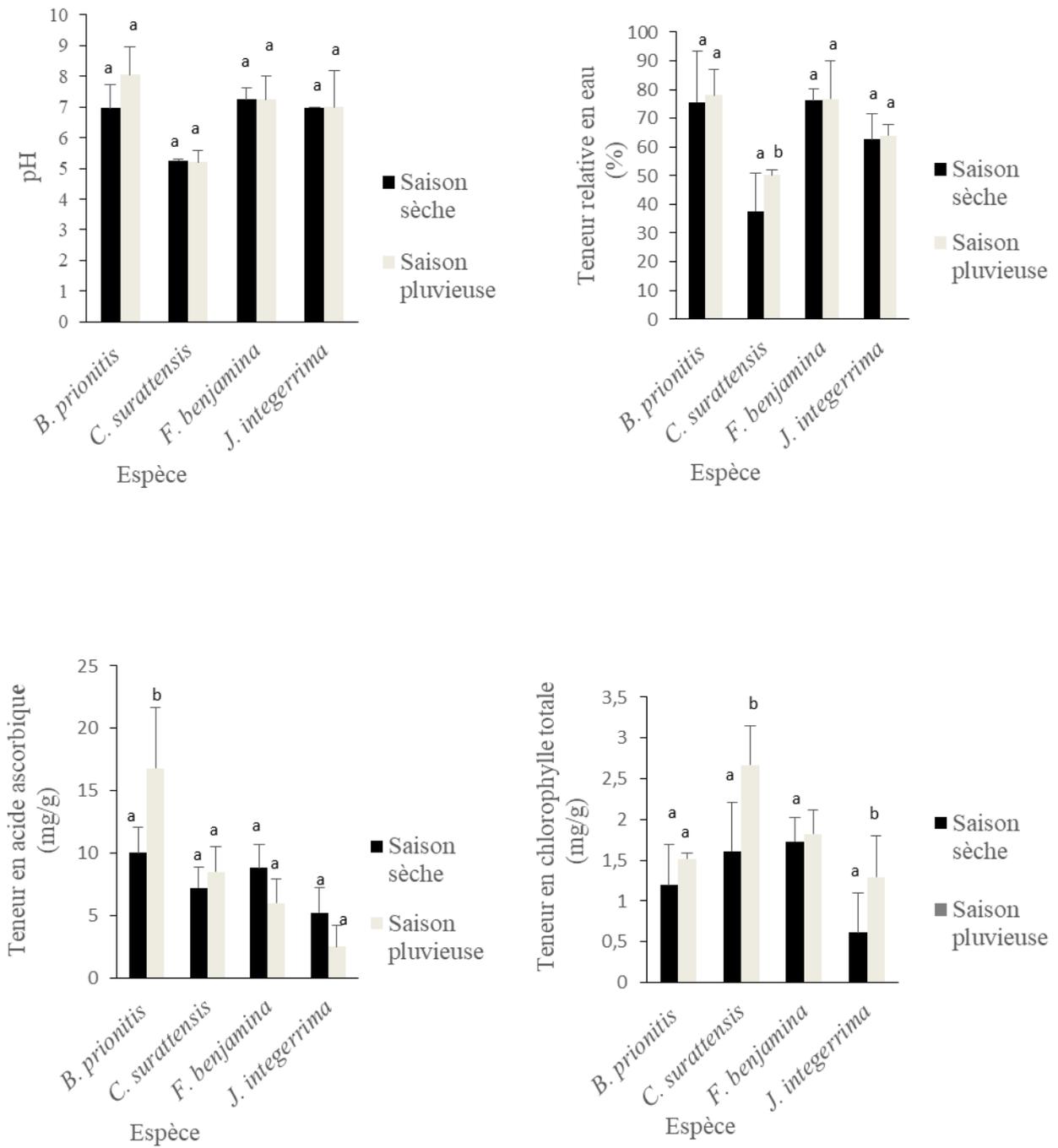


Figure 32 : Variation saisonnière des paramètres biochimiques des feuilles de plantes dans les zones industrielles du District Autonome d'Abidjan

Les barres au-dessus des histogrammes représentent les écart-types. Pour une espèce donnée, la même lettre alphabétique au-dessus des histogrammes indique des valeurs statistiquement identiques, au seuil de 5 % (test LSD de Fisher).

3.1.4.3. Au niveau des zones résidentielles

Au niveau des zones résidentielles, le pH des extraits foliaires est pratiquement identique en saison sèche qu'en saison pluvieuse (Figure 33). Le pH a varié de 5,49 chez *C. surattensis* à 7,42 chez *F. benjamina* en saison sèche. Il a fluctué de 5,75 à 7,5 respectivement chez les mêmes espèces en saison pluvieuse.

La teneur relative en eau des feuilles est relativement plus élevée en saison pluvieuse qu'en saison sèche (Figure 33), sans qu'aucune différence significative ne se dégage ($p > 0,01$, test t de Student). En saison sèche, la teneur relative a oscillé de 68,19 % chez *C. surattensis* à 86,43 % chez *J. integerrima*. En saison des pluies, cette teneur a oscillé de 69,19 % chez *C. surattensis* à 88,43 % chez *J. integerrima*.

La teneur en acide ascorbique des feuilles de toutes les espèces étudiées a été plus élevée en saison pluvieuse qu'en saison sèche (Figure 33). Toutefois, cette différence n'est significative que chez *B. prionitis* et *F. benjamina* ($p < 0,01$, test t de Student). La teneur en acide ascorbique a varié de 4,4 mg/g chez *C. surattensis* à 5,8 mg/g chez *F. benjamina* en saison sèche. Elle a oscillé de 1,07 mg/g chez *C. surattensis* à 1,61 mg/g chez *J. integerrima* en saison pluvieuse.

La teneur en chlorophylle totale (Figure 33) des feuilles est plus élevée en saison des pluies qu'en saison sèche, avec une différence significative chez *B. prionitis* ($p < 0,01$, test t de Student). La teneur en chlorophylle totale des espèces en saison sèche a varié de 1,07 mg/g à 1,61 mg/g ; tandis qu'en saison des pluies elle a oscillé entre 1,32 mg/g à 3,7 mg/g.

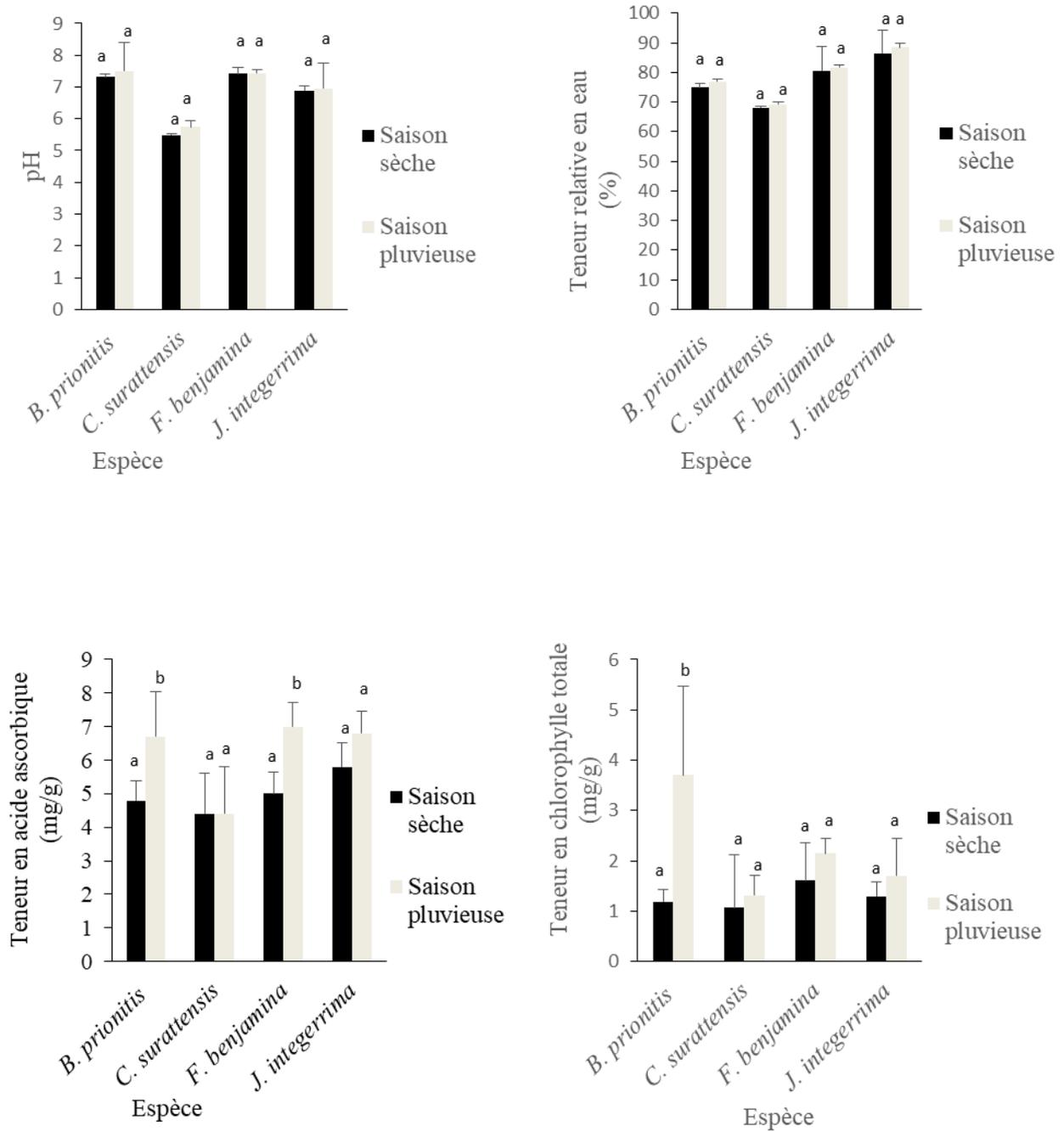


Figure 33 : Variation saisonnière des paramètres biochimiques des feuilles de plantes dans les zones résidentielles du District Autonome d’Abidjan

Les barres au-dessus des histogrammes représentent les écart-types. Pour une espèce donnée, la même lettre alphabétique au-dessus des histogrammes indique des valeurs statistiquement identiques, au seuil de 5 % (test LSD de Fisher)

3.1.4.4. Au niveau des parcs et jardins

Au niveau des parcs et jardins, le pH des extraits foliaires est pratiquement identique en saison sèche qu'en saison pluvieuse (Figure 34). Dans l'ensemble, le pH a varié de 5,49 chez *C. surattensis* à 7,79 chez *F. benjamina* en saison sèche. Il a varié de 5,31 chez *C. surattensis* à 8,07 chez *B. prionitis* en saison pluvieuse.

La teneur relative en eau des feuilles est relativement plus élevée en saison pluvieuse qu'en saison sèche (Figure 34), sans qu'aucune différence significative ne se dégage ($p > 0,01$, test t de Student). En saison sèche, elle a oscillé entre 63,61 % chez *C. surattensis* et 79,90 % chez *F. benjamina*. En saison pluvieuse, elle a oscillé entre 69,19 % chez *C. surattensis* et 88,43 % chez *F. benjamina*.

La teneur en acide ascorbique des feuilles de toutes les espèces étudiées a été significativement plus élevée en saison pluvieuse qu'en saison sèche ($p < 0,01$, test t de Student) (Figure 34). Elle a varié de 3 mg/g chez *B. prionitis* à 5,6 mg/g chez *F. benjamina* en saison sèche et entre 4,8 mg/g chez *B. prionitis* et 8,8 mg/g chez *F. benjamina*, en saison pluvieuse.

En ce qui concerne la teneur en chlorophylle totale des feuilles, les mêmes tendances que l'acide ascorbique ont été observées (Figure 34). Cette teneur a varié de 0,76 mg/g chez *J. integerrima* à 1,03 mg/g chez *B. prionitis* en saison sèche. En saison pluvieuse, elle a oscillé de 1,04 mg/g chez *J. integerrima* à 1,47 mg/g chez *B. prionitis*.

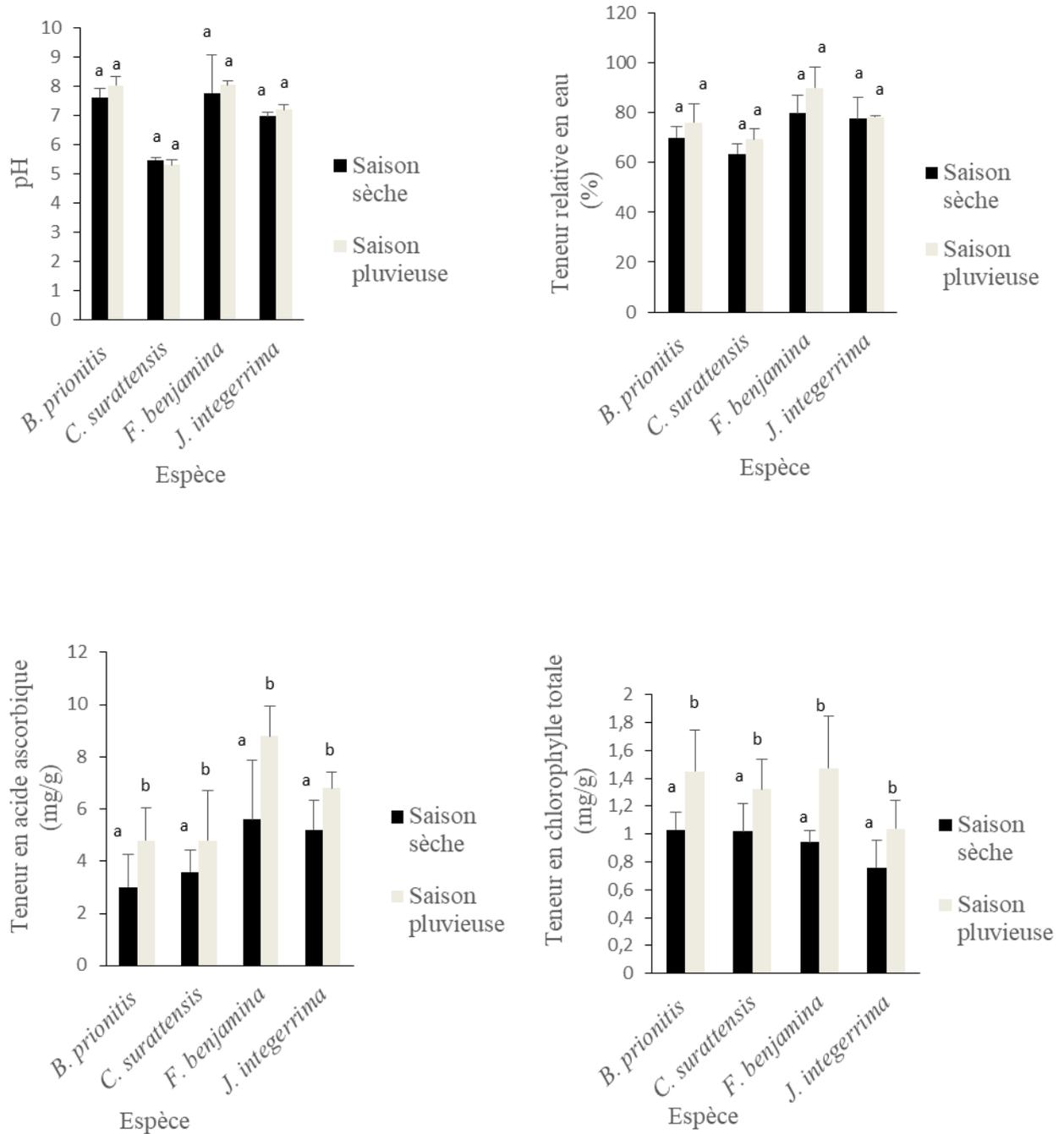


Figure 34 : Variation saisonnière des paramètres biochimiques des feuilles de plantes dans les parcs et jardins du District Autonome d'Abidjan

Les barres au-dessus des histogrammes représentent les écart-types. Pour une espèce donnée, la même lettre alphabétique au-dessus des histogrammes indique des valeurs statistiquement identiques, au seuil de 5 % (test LSD de Fisher)

3.1.4.5. Influence de la saison sur l'indice de tolérance à la pollution de l'air dans les classes d'utilisation du sol dans le District Autonome d'Abidjan

Les résultats de l'indice de tolérance à la pollution de l'air (APTI) des espèces dans les classes d'utilisation du sol au cours des deux saisons sont présentés par la figure 35. Chez la plupart des espèces, l'APTI est plus élevé en saison sèche qu'en saison pluvieuse avec une différence significative ($p < 0,01$, test t de Student) dans toutes les classes d'utilisation du sol chez *F. benjamina*. Chez *C. surattensis*, l'indice semble relativement plus élevé en saison pluvieuse qu'en saison sèche sans qu'aucune différence significative ne se dégage ($p > 0,01$, test t de Student). Cependant, les plus grandes valeurs de l'APTI ont été observées en saison sèche où elles oscillent entre 9,23 et 14,68 aux abords des axes routiers, entre 10,04 et 15,60 dans les zones industrielles, entre 9,78 et 14,33 dans les zones résidentielles et entre 9,79 et 11,36 dans les parcs et jardins. En saison pluvieuse, l'indice varie de 10,45 à 14,44 aux abords des axes routiers, de 9,69 à 12,26 dans les zones industrielles, de 7,03 à 11,17 dans les zones résidentielles et de 9,11 à 10,57 dans les parcs et jardins.

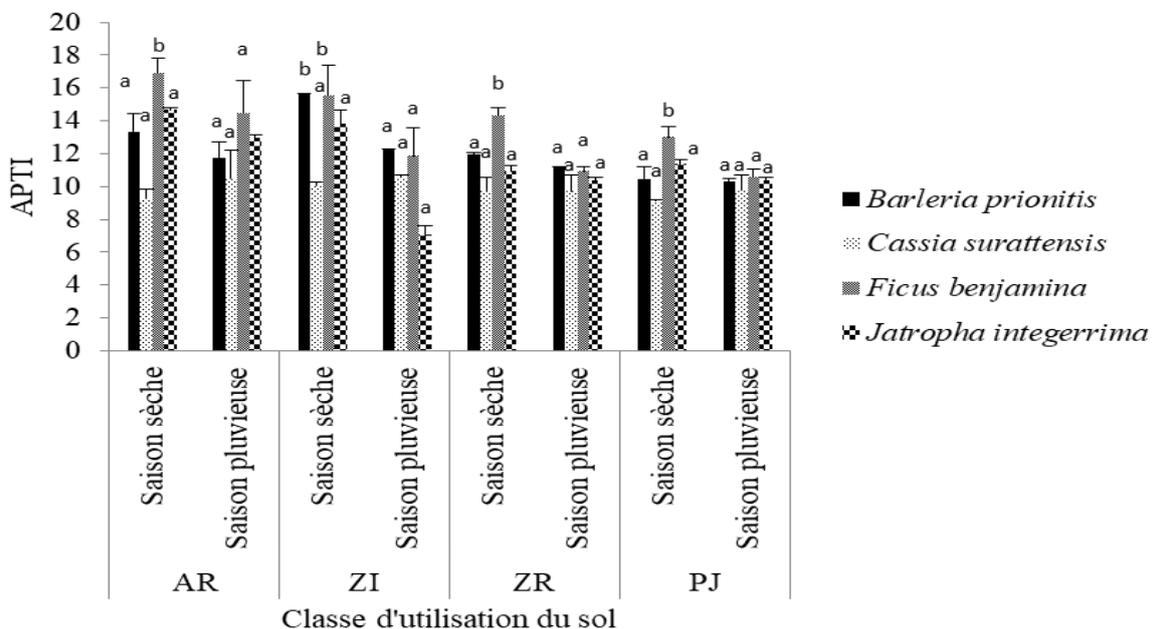


Figure 35 : Indice de tolérance à la pollution de l'air (APTI) des espèces en saisons sèche et pluvieuse dans les classes d'utilisation du sol du District Autonome d'Abidjan

Les barres au-dessus des histogrammes représentent les écart-types. Pour une espèce donnée, la même lettre alphabétique au-dessus des histogrammes indique des valeurs statistiquement identiques, au seuil de 5 % (test LSD de Fisher).

3.2. Discussion

La réflectance des espèces végétales étudiées a été plus élevée au niveau de la face abaxiale par rapport à la face adaxiale dans les différentes bandes spectrales du visible, à savoir le rouge, le vert et le bleu et dans toutes les classes d'utilisation du sol. Ce résultat est conforme à celui de Brakke *et al.* (1989) selon lequel chez les dicotylédones, la forte diffusion dans le parenchyme spongieux contribue à la forte réflectance de la face abaxiale. Cependant, la réflectance foliaire dans les bandes rouge et bleue s'est révélée moins élevée que celle dans la bande verte. Ce résultat s'expliquerait par le fait que les bandes rouge et bleue présentent une forte absorption liée aux pigments foliaires (Guyot, 1989) et jouent un rôle important dans la photosynthèse (Baranosky & Rokne, 2004).

La réflectance foliaire de la face adaxiale a été moins élevée aux abords des axes routiers que dans les zones industrielles, les parcs et jardins et les zones résidentielles. Ces résultats sont en accord avec ceux obtenus de Khavanin Zadeh *et al.* (2012) qui ont trouvé une réflectance plus élevée des feuilles de *Carpinus betulus* L. prélevées en zones périurbaines que celles échantillonnées en zones urbaines dans la ville de Gent (Belgique). Cette baisse de la réflectance pourrait s'expliquer par l'intensité du trafic routier qui rejette de nombreux polluants dans l'air pouvant induire des changements morphologique et anatomique au niveau des feuilles. En effet, Carter (1994) et Ourcival *et al.* (1999) ont montré une corrélation négative entre la réflectance et la morphologie foliaire pour les longueurs d'ondes du visible comprises entre 400 et 700 nm correspondantes à celles du visible.

En outre, selon Neinhuis & Barthlott (1998), la réflectance foliaire est affectée par l'effet des polluants gazeux et particulaires sur la surface de la cuticule des feuilles. En effet, les résultats des travaux de N'gouran (2017) dans le cadre du biomonitoring actif de la qualité de l'air dans le District Autonome d'Abidjan et sur la même période d'échantillonnage ont révélé que la mouillabilité (l'aptitude de la surface d'une feuille à être mouillée par l'eau) des feuilles de *Barleria prionitis*, *Ficus benjamina* et *Jatropha integerrima* localisées aux abords des principaux axes routiers était plus élevée que celle des espèces localisées dans les parcs et jardins. Selon Kardel *et al.* (2010), l'exposition prolongée des feuilles des plantes aux polluants atmosphériques peut provoquer la dégradation, voire la destruction de la couche de cire épicuticulaire de la surface foliaire, augmentant ainsi la mouillabilité des feuilles. Ainsi, pour Neinhuis & Barthlott (1998), cette dégradation de la cuticule aurait un caractère diffusant de la lumière.

La réflectance foliaire en saison sèche était plus élevée qu'en saison pluvieuse chez la plupart des espèces dans les classes d'utilisation du sol. Ce résultat pourrait être lié à une baisse de

la teneur en chlorophylle des feuilles en saison sèche. Carter & Knapp (2001) attestent qu'une baisse de la teneur en chlorophylle totale des feuilles entraîne une augmentation de leur réflectance et une baisse de leur absorptance dans des conditions de stress. Pour ces auteurs, la réflectance dans le spectre du visible est contrôlée par les pigments photosynthétiques.

L'indice normalisé d'asymétrie dorsiventrale (NDAI) a été plus élevé aux abords des axes routiers et dans les zones industrielles que dans les zones résidentielles et les parcs et jardins, avec une différence significative dans les spectres rouge et bleue chez la majorité des espèces. Une plus grande exposition de la face adaxiale des feuilles aux polluants de l'air, qui pourrait augmenter la dégradation de l'épiderme adaxiale, contrairement à l'épiderme abaxiale, serait à l'origine de cette variation du NDAI (Khavanin Zadeh, 2013). En outre, les travaux de N'gouran (2017) ont mis en exergue cette différence morphologique entre les faces adaxiale et abaxiale sur les feuilles de *B. prionitis*, *F. benjamina* et *J. integerrima* à partir de la détermination de l'angle de contact des gouttes d'eau (ACG) à leur surface c'est-à-dire l'angle entre le périmètre d'une des gouttelettes et la surface de la feuille. Ces travaux ont révélé que l'ACG de la face des feuilles adaxiale était plus élevé que celui de la face abaxiale. Selon Kardel *et al.* (2010), l'hétérogénéité de la surface foliaire d'une plante pourrait être liée à sa dégradation. En effet, le NDAI est basé sur les écarts de réflectance des feuilles à asymétrie bifaciale au sein d'une même bande spectrale. Ce fait pourrait traduire de manière différente des modifications des surfaces foliaires dans des milieux à pollution atmosphérique variable.

La variation saisonnière du NDAI a été différente d'une espèce à une autre et entre les classes d'utilisation du sol. L'indice était plus élevé en saison sèche chez *J. integerrima* et *C. surattensis* aux abords des axes routiers et dans les zones industrielles que dans zones résidentielles et les parcs et jardins, tandis que la tendance contraire était observée en saison pluvieuse chez *B. prionitis* et chez *J. integerrima*. Cependant, chez *F. benjamina*, l'indice était plus élevé aux abords des axes routiers, dans les zones industrielles et dans les zones industrielles que dans les parcs et jardins en saison pluvieuse et présentait des variations moindres en saison sèche d'une classe d'utilisation du sol à une autre. Cette tendance du NDAI serait liée à la susceptibilité des espèces dans un environnement urbain. En effet, Khavanin Zadeh *et al.* (2013) ont rapporté une baisse significative du NDAI dans les espaces verts comparativement aux zones industrielles chez *Tilia* sp. poilu (présence de trichomes à la surface foliaire), tandis que la tendance inverse a été notée chez *Carpinus betulus* (espèce à surface foliaire striée).

Une augmentation du NDAI dans les classes d'utilisation du sol pourrait être due à la propriété dorsiventrale des feuilles. En effet, selon Dineva (2006) et Brakke *et al.* (1993), les

polluants gazeux pénètrent généralement dans les feuilles par les stomates localisés principalement du côté abaxiale chez les dicotylédones (Carreras *et al.*, 1996 ; Neubert *et al.*, 1993 et Gravano *et al.*, 2003). En effet, les travaux de Koffi *et al.* (2014) sur l'espèce *F. benjamina*, dans le cadre du biomonitoring actif de la qualité de l'air ont été menés dans la même zone d'étude et sur la même période d'échantillonnage. Les résultats de leurs travaux ont révélé une forte densité des stomates au niveau de la face abaxiale des feuilles de *F. benjamina* aux abords des axes routiers et zones industrielles et une faible densité dans les zones résidentielles et parcs et jardins. Cet état pourrait plus affecter le parenchyme spongieux que le parenchyme palissadique (Dineva, 2006), se traduisant par une augmentation de la réflectance abaxiale des différentes espèces.

La teneur en chlorophylle des feuilles a été plus élevée dans les parcs et jardins qu'aux abords des axes routiers, dans les zones industrielles et dans les zones résidentielles chez toutes les espèces. Ninave *et al.* (2001), Mir *et al.* (2008) estiment que la grande circulation automobile entraîne une baisse de la teneur en chlorophylle chez les plantes en bordure de route. En effet, une grande quantité de matières particulaires à la surface foliaire entrave la synthèse de la chlorophylle, du fait de la présence de plusieurs métaux lourds (plomb, cuivre, cadmium, etc.) et d'hydrocarbures polycycliques qui inhibent l'enzyme nécessaire à la synthèse de la chlorophylle (Hope *et al.*, 1991). De plus, le dépôt de matières particulaires, en obstruant les pores des stomates, affecte la disponibilité de la lumière pour les plantes, indispensable à la réalisation de la photosynthèse (Anthony, 2001). Les polluants de l'air rentrent dans les tissus foliaires à travers les stomates et provoquent une destruction partielle des chloroplastes et une baisse de la teneur des pigments dans les cellules des feuilles polluées (Keller, 1986).

Dans les différentes classes d'utilisation du sol, la teneur en chlorophylle des feuilles a été plus élevée en saison pluvieuse qu'en saison sèche. Une différence significative a été observée au niveau des axes routiers chez *B. prionitis* et *C. surattensis*, dans les zones résidentielles chez *B. prionitis* et dans les parcs et jardins chez toutes les espèces. Selon Katiyar & Dubey (2001), la teneur élevée en chlorophylle des plantes est un indicateur de la croissance et du développement de la biomasse. Il est aussi évident que cette teneur varie d'une espèce à une autre en fonction de l'âge des feuilles, des facteurs biotiques et abiotiques, de la sensibilité des espèces végétales à la pollution de l'air.

La baisse de la teneur en chlorophylle durant la saison sèche serait la conséquence de la réduction de l'ouverture des stomates afin de limiter les pertes en eau par évaporation. En effet, les résultats des travaux de Koffi *et al.* (2014) ont révélé qu'en saison sèche, les feuilles de *F. benjamina* présentaient une densité et une résistance plus élevée des stomates. Malheureusement,

cette situation entrave aussi l'entrée du CO₂ atmosphérique pourtant nécessaire à la photosynthèse (Thompson *et al.*, 1984). En effet, les plantes tendent à régler l'entrée du CO₂ tout en minimisant et régulant la perte d'eau par transpiration dans la cavité sous-stomatique de sorte qu'il y ait un rapport constant à la concentration atmosphérique (Goudriaan & Unsworth, 1990). Une faible pression partielle de CO₂ dans l'espace intercellulaires du mésophylle stimule l'ouverture, tandis qu'une forte pression partielle induit la fermeture (Field *et al.*, 1995). Ainsi, la réponse stomatique à des concentrations élevées en CO₂ résulte en une fermeture stomatique entraînant une résistance de la plante face au stress dû à la pollution de l'air.

La teneur en acide ascorbique a varié selon les espèces. Une teneur plus élevée a été observée aux abords des axes routiers et dans les zones industrielles que dans les parcs et jardins et zones industrielles. L'acide ascorbique est un antioxydant naturel qui est produit en grande quantité lors des stress dans les tissus végétaux pour inhiber l'action néfaste des espèces réactives de l'oxygène (Singh *et al.*, 1991).

La teneur en acide ascorbique a été significativement plus élevée en saison sèche qu'en saison pluvieuse aux abords des axes routiers que dans les zones résidentielles, parcs et jardins et zones industrielles et ce, chez *F. benjamina* et *J. integerrima*, tandis qu'elle a été significativement plus élevée dans les zones résidentielles et parcs et jardins durant la saison pluvieuse chez la majorité des espèces. L'augmentation de la teneur en acide ascorbique dépend du niveau de pollution (Varshney & Varshney, 1984) et pourrait être due à un mécanisme de défense des plantes (Cheng *et al.*, 2007). En outre, selon Varshney & Varshney (1984), il existe une corrélation positive entre la teneur en acide ascorbique et la résistance à la pollution chez les plantes.

La teneur en acide ascorbique des feuilles a été plus élevée durant la saison pluvieuse et pourrait être due à leur grande teneur en chlorophylle totale, car l'acide ascorbique est principalement concentré dans les chloroplastes (Franke & Heber, 1964).

Le pH d'extraits des feuilles a été plus élevé dans les parcs et jardins qu'aux abords des axes routiers, dans les zones résidentielles et zones industrielles. Cette tendance pourrait être liée à la nature du polluant. En effet, Scholz & Reck (1977), ont rapporté qu'en présence d'un polluant acid, le pH d'extrait foliaire baisse. En outre, selon Thambavani & Prathipa (2012), en présence de polluants gazeux tels que le dioxyde de soufre (SO₂) et le dioxyde d'azote (NO₂), les feuilles des plantes ferment rapidement leurs stomates, ce qui réduirait leur pH induisant ainsi une baisse de leur activité photosynthétique.

Le pH des feuilles a été plus élevé en saison pluvieuse qu'en saison sèche dans les différentes classes d'utilisation du sol. Cet état pourrait s'expliquer par le fait qu'en saison sèche, il y a une grande accumulation de polluants particulaires à la surface des feuilles dont la dissolution entrainerait une grande concentration d'ion H^+ dans les cellules foliaires (Varshney, 1992). Selon Gratani *et al.* (2008), le transfert des polluants, de l'atmosphère à la végétation, peut se faire sous forme sèche; correspondant aux retombées des particules et de gaz en l'absence de précipitation. Le transfert de polluants peut se faire aussi sous forme humide; provenant des précipitations et résultant de la solubilisation des polluants gazeux au sein de gouttelettes formées autour de fines particules. Toutefois, pour Fowler *et al.* (1989), les dépôts secs sont deux fois supérieurs aux dépôts humides. Ce fait expliquerait les valeurs élevées du pH des feuilles en saison pluvieuse.

Chez les espèces analysées, il a été observé une teneur relative en eau plus élevée dans les parcs et jardins qu'aux abords des axes routiers, dans les zones industrielles et dans les zones résidentielles. En outre, une différence significative de ce paramètre a été notée entre les axes routiers et les parcs et jardins. Cet résultat pourrait être lié aux polluants atmosphériques émis aux abords des axes routiers qui augmentent la perméabilité cellulaire à travers l'oxydation des membranes (Keller, 1986), ce qui entraîne une perte d'eau au niveau des feuilles (Masuch *et al.*, 1988).

La teneur relative en eau a été plus élevée dans les zones industrielles, zones résidentielles et parcs et jardins qu'aux abords des axes routiers durant la saison pluvieuse. Cette augmentation de la teneur en eau au niveau des feuilles en saison des pluies peut être liée à une grande disponibilité de l'eau dans le sol et à une faible évapotranspiration (Kramer & Boyer, 1995).

La teneur relative en eau a été plus élevée en saison sèche qu'en saison des pluies au niveau des axes routiers chez toutes les espèces. Ce fait pourrait être dû à un mécanisme de lutte des plantes contre le stress lié à l'impact des polluants pour maintenir leur équilibre physiologique à travers une faible transpiration (Chouhan *et al.*, 2012).

L'indice de tolérance à la pollution de l'air (APTI), a été moins élevé chez *C. surattensis* et plus élevé chez *F. benjamina* que chez les 02 autres espèces. Toutefois, l'APTI s'est révélé plus élevé en saison sèche qu'en saison pluvieuse chez la majorité des espèces. Ce résultat pourrait être dû à une pollution plus élevée en saison sèche qu'en saison pluvieuse du fait d'une émission plus importante de polluants atmosphériques dans cette période (Vianna *et al.*, 2011). En effet, les travaux de N'gouran (2017) sur la teneur en particules fines des feuilles des plantes dans la même

zone d'étude et sur la même période d'échantillonnage ont révélé une teneur en particules fines des feuilles que *F. benjamina*, *B. prionitis* et *J. integerrima* plus élevée en saison sèche qu'en saison pluvieuse. En effet, les pluies ont le pouvoir de réduire les concentrations de polluants dans l'air en les entraînant dans leur chute (Vianna *et al.*, 2011).

Les variations de l'APTI pourraient résulter de la variation de chacun des quatre paramètres à partir desquels il a été calculé (Han *et al.*, 1995).

Les valeurs de l'APTI des différentes espèces ont été comparées pour déterminer leur sensibilité ou leur tolérance à la pollution de l'air. Singh *et al.* (1991) estiment que les espèces ayant un faible indice (APTI < 10) sont généralement sensibles à la pollution de l'air. Ainsi, il apparaît que *F. benjamina*, *B. prionitis* et *J. integerrima* qui ont un indice compris entre 10 et 16, présentent une tolérance intermédiaire à la pollution de l'air, tandis que *C. surattensis* en est sensible. La sensibilité des espèces pouvant être utilisée comme bioindicateur de la pollution de l'air (Mohammed *et al.*, 2011), *C. surattensis* pourrait servir de bioindicateur de la qualité de l'air dans les zones vulnérables du District d'Abidjan.

Dans cette étude, la concentration moyenne en cuivre (Cu) et en plomb (Pb) a été variable selon la classe d'utilisation du sol et l'espèce végétale. Les plus faibles concentrations ont été enregistrées au niveau des industries, des résidences, des parcs et jardins.

Les teneurs les plus significativement élevées ont été notées aux abords des routes. Ces résultats indiquent que les gaz d'échappement des véhicules motorisés sont les principales sources de métaux lourds (Cu et Pb). Ces résultats sont similaires à ceux de Bukowiecki *et al.* (2010) et de Kardel *et al.* (2012) qui ont montré une teneur en Cu et en Pb significativement plus élevée au niveau des axes routiers que dans les parcs et les résidences.

La concentration moyenne en métaux lourds des échantillons de plantes du District d'Abidjan semble être plus élevée que celle rapportée dans la littérature, notamment par Garty *et al.* (1977) à Tel-Aviv en Israël et Loppi & Pirintsos (2003) en Italie. Les teneurs élevées en Cu et en Pb des feuilles des différentes espèces à proximité des routes pourraient être liées à la densité du trafic. En effet, durant la période d'échantillonnage le Boulevard Lagunaire enregistrait 6000 véhicules par heure, contre 4000 véhicules par heure pour l'Autoroute du Nord (N'Gouran *et al.*, 2014).

Le taux de métaux lourds aux abords des axes routiers ne pourrait s'expliquer uniquement par l'intensité ou le nombre de véhicules circulant sur une route. En effet, la concentration de polluants peut également dépendre des caractéristiques de l'axe routier par exemple le nombre d'intersections, de la limite de vitesses, du type de véhicules utilisant la voie (Power *et al.*, 2009).

La qualité de l'air se trouve être meilleure dans les parcs et jardins et dans les zones résidentielles, contrairement à l'environnement routier. Ce constat est en accord avec celui de Weijers *et al.* (2004) et de Serbula *et al.* (2010) qui ont montré que la qualité de l'air était mauvaise à l'approche des routes et bonne dans les parcs et jardins. En outre, les récents travaux de N'gouran (2017) sur la qualité de l'air dans la ville d'Abidjan ont révélé que le taux de particules fines des espèces utilisées (*B. prionitis*, *F. benjamina* et *J. integerrima*) étaient deux, voire dix fois supérieures aux abords des routes par rapport aux parcs et jardins.

Toutefois, la teneur en Cu a été plus élevée dans les zones résidentielles que dans les zones industrielles. Ces résultats suggèrent que la dispersion des particules dans l'atmosphère est relative non seulement aux facteurs endogènes de celles-ci, mais aussi aux facteurs exogènes dont la direction et la vitesse du vent et les conditions météorologiques telles que l'humidité relative de l'air et l'ensoleillement. La dispersion des polluants émis varie selon la structure du site et surtout selon la météorologie (Ward, 1990).

Chez les quatre espèces testées dans cette étude, une plus grande accumulation en Cu et en Pb chez *C. surattensis* à proximité des routes a été observée. Ce résultat pourrait être lié aux paramètres morphologiques des feuilles de cette espèce. En effet, *C. surattensis* est une espèce à feuilles vertes pennées de 6 à 9 paires de folioles alternes mesurant environ 2,5 à 4 cm de longueur et 1 à 1,7 cm de largeur et ayant une longueur du limbe mesurant jusqu'à 18 cm. Cette morphologie pourrait favoriser une plus grande accumulation de polluants. En effet, Wang *et al.* (2013) et Rodriguez-Germade *et al.* (2014) ont montré que les espèces possédant une grande surface foliaire interceptent et accumulent une plus grande quantité de particules atmosphériques.

CONCLUSION

L'objectif de notre étude est d'évaluer la qualité de l'air du District Autonome d'Abidjan à partir des feuilles de quatre espèces ornementales : *Barleria prionitis* L. (Acanthaceae), *Cassia surattensis* F. Muell. (Fabaceae), *Ficus benjamina* L. (Moraceae) et *Jatropha integerrima* Jacq. (Euphorbiaceae). Des feuilles de ces espèces ont été échantillonnées dans quatre classes d'utilisation du sol et leurs paramètres spectraux (réflectance et indice normalisé d'asymétrie dorsiventrals dans les bandes spectrales du visible) et biochimiques (teneurs en acide ascorbique, en chlorophylle totale, teneur relative en eau et pH) mesurés. La combinaison des paramètres biochimiques a permis de déterminer l'indice de tolérance à la pollution de l'air des végétaux. Les métaux lourds (cuivre et plomb) ont également été quantifiés dans les feuilles.

Les résultats montrent que la réflectance foliaire est en moyenne plus élevée dans les parcs et jardins (12,69 %), les zones résidentielles (11,94 %) et les zones industrielles (14,99 %) qu'aux abords des axes routiers (8,74 %). L'indice normalisé d'asymétrie dorsiventrals montre une tendance contraire à celle de la réflectance. En effet, l'indice est en moyenne moins élevé dans les parcs et jardins (0,26), les zones résidentielles (0,24) et les zones industrielles (0,25) qu'aux abords des axes routiers (0,37). Cette tendance de la réflectance et de l'indice, révèle des modifications morphologiques et physiologiques des feuilles induites par le stress environnemental.

Les résultats révèlent aussi que la moyenne de pH (8,02), de la teneur relative en eau (77,92 %), de la teneur en chlorophylle totale (1,87 mg/g) et de la teneur en acide ascorbique (4,81 mg/g) est plus élevée dans les zones résidentielles et les parcs et jardins qu'aux abords des axes routiers et dans les zones industrielles. Ces paramètres biochimiques ont individuellement joué un rôle dans la résistance des espèces face à la pollution atmosphérique. Toutefois, l'indice de tolérance à la pollution de l'air a une tolérance intermédiaire à la pollution de l'air chez *Ficus benjamina*, *Barleria prionitis* et *Jatropha integerrima* et une plus grande sensibilité à la pollution de l'air chez *Cassia surattensis*.

En outre, la teneur moyenne en cuivre est plus élevée aux abords des axes routiers (7,73 mg/g) que dans les zones industrielles (1,31 mg/g), les parcs et jardins (2,36 mg/g) et les zones résidentielles (1,19 mg/g). La même tendance est obtenue pour la teneur en plomb avec respectivement 3,60 mg/g aux abords des axes routiers, 1,35 mg/g dans les zones industrielles, 0,42 mg/g dans les parcs et jardins et 0,40 mg/g dans les zones résidentielles. Les résultats indiquent aussi que *Cassia surattensis* possède une plus grande capacité d'accumulation du cuivre et du plomb.

En somme, cette étude montre qu'il est possible de réaliser un biomonitoring de la pollution atmosphérique urbaine à partir de la réflectance et des caractéristiques biochimiques des feuilles des espèces ornementales en milieu urbain.

PERSPECTIVES

Ce travail pourrait se poursuivre en prenant en compte les paramètres climatiques et en élargissant l'espace d'étude à d'autres villes du pays.

Cette étude aussi montre l'impact de la pollution atmosphérique sur les caractéristiques spectrales et biochimiques des feuilles. Cependant, il serait utile d'évaluer l'effet des polluants sur certains paramètres morphologiques des feuilles comme la taille, l'épaisseur des feuilles et des tissus foliaires.

Des travaux ultérieurs pourraient permettre d'identifier les types de polluants atmosphériques présents dans les différentes classes d'utilisation du sol du District d'Abidjan. Cette typologie devrait être accompagnée de la mesure de la teneur exacte de chaque polluant dans les différentes classes d'utilisation du sol.

Enfin, il serait important d'évaluer les risques sanitaires liés aux polluants atmosphériques sur les populations riveraines en général et singulièrement sur les enfants, les femmes enceintes et les personnes âgées du fait de leur vulnérabilité, par des approches épidémiologique et toxicologique. Ces approches pourraient être réalisées en comparant des données cliniques aux résultats d'échantillons de plantes prélevés dans les différentes classes d'utilisation du sol.

RECOMMANDATIONS

Le biomonitoring de la qualité de l'air, bien qu'avantageux pour les pays en voie de développement, demeure complémentaire à la méthode d'analyse physico-chimique. Toutefois, afin d'apprécier régulièrement la qualité de l'air et d'alerter, au besoin, la population en temps réel, les décideurs devraient mettre en place des stations de biomonitoring de la qualité de l'air dans les zones vulnérables.

Le District Autonome d'Abidjan et les autres collectivités décentralisées devraient encourager le planting de *Cassia surattensis* dans les zones vulnérables des villes, tandis que *Ficus benjamina* et *Jatropha integerrima* pourraient servir de palissade pour capter et freiner l'expansion des polluants.

Enfin, les décideurs politiques devraient prendre des mesures visant à contrôler la quantité et la qualité des gaz d'échappement des véhicules motorisés.

REFERENCES

- Agbaire P.O. (2009). Air Pollution Tolerance Indices (APTI) of some plants around Erhoike-Kokori oil exploration in Deltastate, Nigeria. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 4(6) : 366- 368.
- Ahoussi K.E., Loko S.K., Yao B., Soro G., Oga Y.M.S. & Soro N. (2013). Evolution spatio-temporelle des teneurs en nitrates des eaux souterraines de la ville d'Abidjan (Côte d'Ivoire). *International Journal of Pure and Applied Bioscience*, 1(3) : 45-60.
- Ait Bouh H., Benyaich F., Bounakhla M., Noack Y., Tahri M. & Zahry F. (2013). Variations Saisonnières des particules atmosphériques et ses composants chimiques dans la Ville de Meknès – Maroc. *Journal of Materials and Environmental Science* , 4(1) : 49-62.
- Alscher G., Donahue J.L. & Cramer C.L. (1997). Reactive oxygene species and antioxidants relationships in green cells. *Physiologiplantarum*, 100 : 224-233.
- Alscher R.G., Erturk N. & Heath L.S. (2002). Role of superoxide dismutases (SODs) in controlling oxidative stress in plants. *Journal of experimental botany*, 53(372) : 1331-1341.
- Alscher R.G., Erturk N. & Heath L.S. (2002). Role of superoxide dismutases (SODs) in controlling oxidative stress in plants. *Journal of experimental botany*, 53(372) : 1331-1341.
- Ambé G.A. (2001). Les fruits sauvages comestibles des savanes guinéennes de Côte d'Ivoire : état de la connaissance par une population locale, les Malinké. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 5(1) : 43-58.
- Amiard J.C., & Amiard-Triquet C. (2008). Les biomarqueurs dans l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques, *Plant and Soil Pollution*, 8(2) : 177-188 .
- Arora A., Sairam R.K. & Srivastava G.C. (2002). Oxidative stress and antioxidative system in plants. *Current science-bangalore*, 82(10) : 1227-1238.
- Asada K. (1994). Production and action of active oxygen species in photosynthetic tissues. Causes of photooxidative stress and amelioration of defense system in plants, 77-103.
- Ata A., Bosch S.A.V.D., Harwanik D.J. & Pidwinski G.E. (2007). Glutathione S-transferase- and acetylcholinesterase-inhibiting natural products from medicinally important plants. *Pure and Applied Chemistry*, 79(12) : 2269-2276.
- Atamer A., Bilici A., Yenice N., Selek S., Ilhan N. & Atamer Y. (2008). The importance of paraoxonase 1 activity, nitric oxide and lipid peroxidation in hepatosteatosi. *Journal of International Medical Research*, 36(4) : 771-776.

- Atkinson R.W., Anderson H.R., Sunyer J., Ayres J., Baccini M., Vonk J.M., Boumgbar A., Forastiere F., Forsberg B., Touloumi G., Schwartz J. & Katsouyanni K. (2001). Acute effects of particulate air pollution on respiratory admissions. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 164 : 1860-1866.
- Balasoorya B.L.W.K., Samson R., Mbikwa F., Vitharana W.A.U., Boeckx P. & Van Meirvenne M. (2009). Biomonitoring of urban habitat quality by anatomical and chemical leaf characteristics. *Environmental and Experimental Botany*, 65: 386-394.
- Barakat M.Z., Shehab S.K., Darwish N. & Zahermy E.I. (1973). Ascorbic Acid from plants. *Analytical Biochemistry*, 53 : 225-245.
- Baranoski G.V.G. & Rokne J.G. (2004). Light interaction with plants. A Computer Graphics Perspective. Horwood Publishing, Chichester, 140 p.
- Baret F. & Fourty T. (1997). Estimation of leaf water content and specific leaf weight from reflectance and transmittance measurements. *Agronomie*, 17 : 455-464.
- Barima Y.S.S., Angaman D.M., N'Gouran K.P., Koffi N.A., TRA BI Z.F., & Samson R. (2016). Involvement of leaf characteristics and wettability in retaining air particulate matter from tropical plant species. *Environment Engineering Research*, 21(2) : 121-131.
- Baudin B. (2006). Stress oxydant et pathologies cardiovasculaires. *Mt Cardio*, 2(1) : 43-52.
- Bealey W.J., McDonald A.G., Nernitz E., Donovan R., Dragosits U., Duffy T.R. & Fowler D., 2006. Estimating the reduction of urban PM₁₀ concentrations by trees within an environmental information system for planners. *Journal Environment Management*, 85 : 44-58.
- Beat B., Clemens A., wright D., Rali T. & Otto S. (1990). An antimicrobial alkaloid from *Ficus septica*. *Phytochemistry*, 29(10) : 3327-3330.
- Bousquet L. (2007). Mesure et modélisation des propriétés optiques spectrales et directionnelles des feuilles. Thèse de doctorat, Faculté de biologie, Université Diderot (Paris, France), 203 p.
- Boussabouaa K. (2010). Etude des Emissions Polluantes et des Moyens de Dépollution dans les Moteurs à Combustion Interne. Thèse de Doctorat en Science de Génie Mécanique, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, Université Constantine 1 (Constantine, Algérie), 49 p.
- Boutin A.B. & N'Guessan J.K. (2016). Abidjan, une métropole de plus en plus francophone? *Le Français en Afrique*, (30) : 177-195.

- Brakke T.W., Smith J.A. & Harnden J.M., (1989). Bidirectional scattering of light from tree leaves. *Remote Sensing of Environment*, 29 : 175-183.
- Brakke T.W., Wergin W.P., Erbe E.E. & Harnden J.M. (1993). Seasonal variation in the structure and red reflectance of leaves from yellow poplar, red oak, and red maple. *Remote Sensing of Environment*, 43 : 115-130.
- Bukowiecki N., Lienemann P., Hill M., Furger M., Richard A., Amato F., Prévost A.S.H., Baltensperger U., Buchmann B. & Gehrig R. (2010). PM₁₀ emission factors for non-exhaust particles generated by road traffic in an urban street canyon and along a freeway in Switzerland. *Atmospheric Environment*, 44(19) : 2330-2340.
- Buscaglia H.J. & Varco J.J. (2002). Early detection of cotton leaf nitrogen status using leaf reflectance. *Journal of plant nutrition*, 25 : 2067-2080.
- Byczkowski J.Z. & Gessner T. (1988). Biological role of superoxide ion-radical. *International Journal of Biochemistry*, 20(6) : 569-580.
- Cachon B.F., Firmin S. & Verdin A. (2014). Proinflammatory effects and oxidative stress within human bronchial epithelial cells exposed to atmospheric particulate matter (PM 2.5 and PM > 2.5) collected from Cotonou, Benin. *Environnemental Pollution*, 185 : 340-351.
- Cadenas E. (1989). Biochemistry of oxygen toxicity. Annual metabolism in mammalian organs. *Physiological review*, 59 : 527-589.
- Cadenas E. (1989). Biochemistry of oxygen toxicity. *Annual review of biochemistry*, 58(1) : 79-110.
- Campbell P.K.E., Middleton E.M., McMurtrey J.E., Corp L.A. & Chappelle E.W. (2007). Assessment of vegetation stress using reflectance or fluorescence measurements. *Journal of Environmental Quality*, 36 : 832-845.
- Carreras H.A., Canas M.S. & Pignata M.L. (1996). Differences in Responses to urban air Pollutants by *Ligustrum lucidum* Ait and *Ligustrum lucidum* Ait f. *Tricolor* (Rehd.) Rehd. *Environmental Pollution*, 93 : 211-218.
- Carter G.A. (1994). Ratios of leaf reflectance in narrow wavebands as indicators of plant stress. *Journal of Botany*, 80 : 677-684.
- Carter G. & Knapp A. (2001). Leaf optical properties in higher plants: linking spectral characteristics to stress and chlorophyll concentration. *Journal of Botany*, 88 : 677-684.
- Chance B., Sies H. & Boveris A. (1979). Hydroperoxide metabolism in mammalian organs. *Physiological reviews*, 59(3) : 527-605.

- Cheng F.Y., Burkey K.O., Robinson J.M. & Booker F.L. (2007). Leaf extracellular Environ. ascorbate in relation to O₃ tolerance of two soyabean cultivars. *Environmental Pollution*, 150 : 355-362.
- Cho U.H. & Seo N.H. (2005). Oxidative stress in Arabidopsis thaliana exposed to cadmium is due to hydrogen peroxide accumulation. *Plant Science*, 168(1) : 113-120.
- Chouhan A., Iqbal S., Maheswari R. S. & Bafna A. (2012). Study of air pollution index of plants growing in Pithampur Industrial area sector 1, 2 and 3. *Research journal of recent sciences*, (1) : 172-177.
- Clemens S. (2006). Evolution and function of phytochelatin synthases. *Journal of Plant Physiology*, 163(3) : 319-332.
- Cuny D. & Rzepka M.A. (2009). Evaluation des capacités d'épuration de l'air intérieur par les plantes et de la phytotoxicité des polluants. Aspects généraux et apports de la phase I du programme phytair. *Air pur*, 77 : 31-42.
- Cuny D., Rzepka M.A. & Van Haluwyn C. (2008). Introduction à la biosurveillance végétale et fongique de la qualité de l'air – concept et intérêt. *Spectra Analyse*, 264: 31-35.
- Cuzick J., Routledge M.N., Jenkins D. & Garner R.C. (1990). DNA adducts in different tissues of smokers and non-smokers. *International journal of cancer*, 45(4) : 673-678.
- DalCorso G., Farinati S., Maistri S. & Furini A. (2008). How plants cope with cadmium: staking all on metabolism and gene expression. *Journal of Integrative Plant Biology*, 10 : 1268-1280.
- Dallinger-Marianne J., Kohler-Vibeke H.D.H.R. & Weeks S.R.T.J.M. (2000). Biomarkers in terrestrial invertebrates for ecotoxicological soil risk assessment. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 164 : 93.
- Dat J., Vandenabeele S., Vranova E., Van Montagu M., Inze D. & Van Breusegem F. (2000). Dual action of the active oxygen species during plant stress responses. *Cellular and Molecular Life Sciences*, 57 : 779-795.
- Deletraz G. (2000). Géographie des risques environnementaux liés aux transports routiers en montagne. Incidences des émissions d'oxydes d'azote en vallées d'Aspe et de Biriadou (Pyrénées). Thèse de Doctorat, Institut de recherche sur les sociétés et l'aménagement, Université de Pau et des Pays de l'Adour (Pau, France), 564 p.
- Deleve L.D. & Kaplowitz N. (1991). Glutathione metabolism and its role in hepatotoxicity. *Pharmacology & therapeutics*, 52(3) : 287-305.

- Dellaa Y(2003). Utilisation des végétaux dans l'approche écotoxicologique de la pollution atmosphérique de Constantine, Mémoire de Magister, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, Université Constantine (Constantine, Algérie), 57 p.
- Delor C., Diady I., Simeon Y., Yao B., Tastet J.P., Vidal M., Chiron J.P. & Dommanget A. (1992). Notice explicative de la carte Géologique de la Côte d'Ivoire à 1/200000, Feuille Grand-Bassam. Mémoire de la Direction de la géologie de Côte d'Ivoire, 4, Abidjan (Côte d'Ivoire), 30 p.
- Demmig-Adams B. & Adams W.W. (1996). The role of xanthophyll cycle carotenoids in the protection of photosynthesis. *Trends in Plant science*, 1(1) : 21-26.
- Den Besten P.J., Valk S., Van Weerlee E., Nolting R.F., Postma J.F. & Everaarts J.M. (2001). Bioaccumulation and biomarkers in the sea star *Asterias rubens* (Echinodermata: Asteroidea) : a North Sea field study. *Marine environmental research*, 51(4) : 365-387.
- Deneke S.M. & Fanburg B.L. (1989). Regulation of cellular glutathione. *American journal of Physiology*, 257 : 163-173.
- Desikan R., Soheila A.H., Hancock J.T. & Neill S.J. (2001). Regulation of the Arabidopsis transcriptome by oxidative stress. *Plant physiology*, 127(1) : 159-172.
- Dias D., Tchepel O., Carvalho A., Miranda A.I. & Borrego C. (2012). Particulate matter and health risk under a changing climate : assessment for Portugal. *Science World Journal*, 2012: 1-10.
- Dieme D., Cabral-Ndior M. & Garçon G. (2012). Relationship between physicochemical characterization and toxicity of fine particulate matter (PM 2.5) collected in Dakar city (Senegal). *Environnemental Response*, 113 : 1-13.
- Dineva, S.B. (2006). Development of the Leaf Blades of *Acer platanoides* in Industrially Contaminated Environment. *Dendrobiology*, 55 : 25-32.
- Dionisio K.I., Arku R.E. & Hughes A.F. (2010). Air pollution in Accra neighborhoods: spatial, socioeconomic, and temporal patterns. *Environnemental Science and Technology*, 44 : 2 270-2276.
- Dweck A.C. & Meadows T. (2002). Tamanu (*Calophyllum inophyllum*) the African, Asian, Polynesian and Pacific Panacea. *International journal of cosmetic science*, 24(6) : 341-348.
- Echui P. (2012). Le Transport Urbain à Abidjan face aux Défis du Développement Durable. *Revue de Géographie Tropicale et d'Environnement*, 2 : 63-78.

- El Mannoubi I., Skanji T., Barrek S. & Zarrouk H. (2010). Caractérisation de l'huile des graines de l'orange maltaise (*Citrus sinensis*) poussant en Tunisie. *Journal de la Société Chimique de Tunisie*, 12 : 31-36.
- Eshwarappa R.S.B., Iyer S., Subaramaihha S.R., Richard S.A. & Dhananjaya B.L. (2015). Antioxidant activities of *ficus glomerata* (moraceae) leaf gall extracts. *Pharmacognosy research*, 7(1) : 114.
- Falla J., Laval-Gilly P., Henryon M., Morlot D. & Ferard J.F.(2000). Biological air quality monitoring: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 64 : 627-644.
- Favier A. (2003). Le stress oxydant, intérêt conceptuel et expérimental dans la compréhension des mécanismes des maladies et potentiel thérapeutique. *L'actualité chimique*, 269-270 : 108-115.
- Feierabend J. (2005). Catalases in plants: molecular and functional properties and role in stress defence. *Antioxidants and reactive oxygen species in plants*, 101-140.
- Field C.B., Jackson R.B. & Mooney H.A. (1995). Stomatal responses to increased CO₂ : implications from the plant to the global scale. *Plant, Cell and Environment*, 18(10) : 1214-1225.
- Findlay S. & Jones C.G. (1990). Exposure of cottonwood plants to ozone alters subsequent leaf decomposition. *Oecologia*, 82 : 248-250.
- Flammarion P., Devaux A. & Garric J. (2001). Marqueurs biochimiques de pollution dans les écosystèmes aquatiques continentaux : exemples d'utilisation et perspectives pour le gestionnaire. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (357-360) : 209-226.
- Foan L.M . (2012). Biosurveillance des retombées atmosphériques à l'aide de bryophytes : Suivi des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) à diverses échelles spatio-temporelles. Thèse de Doctorat, option : Sciences des Agro- ressources, Université de Toulouse (Toulouse, France), 320 p.
- Fowler D., Cape J.N. & Unsworth M.H. (1989). Deposition of atmospheric pollutants on forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 324 : 247-265.
- Foyer C.H. & Noctor G. (2005). Oxidant and antioxidant signalling in plants : a re-evaluation of the concept of oxidative stress in a physiological context. *Plant, Cell & Environment*, 28(8) : 1056-1071.
- Foyer C.H. & Noctor G. (2013). Redox signaling in plants. *Antioxidants and redox signaling*, 18 : 2087-2090.

- Franke W. & Heber U. (1964). Uber die quantitative verteilung der ascorbinsaure innerhalb der pflanzenzelle. *Zeitschrift Naturf*, 196 : 1146-1149.
- Fryer M.J. (1992). The antioxidant effects of thylakoid Vitamin E (alpha-tocopherol). *Plant, Cell and Environment*, 15(4) : 381-392.
- Gamon J.A. & Qiu H.L. (1999). Ecological applications of remote sensing at multiple scales. *In : Handbook of Functional Plant Ecology*. Edition Marcel Pugnair F. & Valladares F., New York : 805-845.
- Garrec J-P. & Van Haluwyn C. (2002). Biosurveillance végétale de la qualité de l'air. Tech & Doc. Lavoisier, Paris. 116 p.
- Garty J., Galun M., Fuchs C. & Zisapel N. (1977). Heavy metals in the lichen *Calopaca aurantia* from urban, suburban and rural regions in Israel (a comparative study). *Water, Air and Soil Pollution*, 8(2) : 177-188.
- Georgeaud V.M., Rochette P., Ambrosi J.P., Vandamme D. & Williamson D. (1997). Relationship between heavy metals and magnetic properties in a large polluted catchment: The Etang de Berre (South of France). *Physics and Chemistry of the Earth*, 22 : 211-214.
- Gnagbo A., Kouamé D. & Adou Yao C.Y. (2016). Diversité des épiphytes vasculaires de la strate inférieure des formations végétales du Parc National d'Azagny (Sud de la Côte d'Ivoire). *Journal of Animal & Plant Sciences*, 28(1) : 4366-4386.
- Gombert S.A.J. & Seaward M.R.D.(2006). Lichens and tobacco plants as Complementary biomonitors of air pollution in the Grenoble area (Isere, southeast France). *Ecological Indicators*, 6 : 429-443.
- Goudriaan J. & Unsworth M.H. (1990). Implications of increasing carbon dioxide and climate change for agricultural productivity and water resources. *Impact of carbon dioxide, trace gases, and climate change on global agriculture*, (impact of carbond), 111-130.
- Gravano E., Giulietti V., Desotgiu R., Bussotti F., Grossoni P., Gerosa G. & Tani C. (2003). Foliar response of an *Ailanthus altissima* clone in two sites with different levels of ozone-pollution. *Environmental Pollution*, 121 : 137-146.
- Gratani L., Crescente M.F. & Varone L. (2008). Long-term monitoring of metal pollution by urban trees. *Atmospheric Environment*, 42 : 8273-8277.

- Grill E., Loffler S., Winnacker E.L. & Zenk M.H. (1989). Phytochelatins, the Heavy-Metal-Binding Peptides of Plants, are Synthesized from Glutathione by a Specific gamma - glutamylcysteine Dipeptidyl Transpeptidase (Phytochelatin Synthase). *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 86(18) : 6838-6842.
- Guillaumet J.L. & Adjanohoun E. (1971). La végétation de la Côte d'Ivoire. In : Le milieu naturel de Côte d'Ivoire. *Mémoires ORSTOM*, 50, Paris (France) : 161-263.
- Gupta A. & Gupta R. (1997). A survey of plants for presence of cholinesterase activity. *Phytochemistry*, 46(5) : 827-831.
- Guyot G. (1989). Les signatures spectrales des surfaces naturelles, Paradigme, Caen, 178 p.
- Guyot G. (1995). Synthèse sur les propriétés optiques des couverts végétaux dans le spectre solaire. Presses de l'Université du Québec / AUPELF, Québec, 3 p.
- Halliwell B. (2006). Reactive species and antioxidants. Redox biology is a fundamental theme of aerobic life. *Plant physiology*, 141(2) : 312-322.
- Han Y., Wang Q.Y. & Han G.X. (1995). The analysis about SOD activities in leaves of plants and resistance classification of them. *Journal of Liaoning University*, 22 : 71-74.
- Hernandez J.A., Olmos E., Corpas F.J., Sevilla F., & Del Rio L.A. (1995). Salt-induced oxidative stress in chloroplasts of pea plants. *Plant Science*, 105(2) : 151-167.
- Herschbach C. & Rennenberg H. (1991). Influence of Glutathione (GSH) on Sulphate Influx, Xylem Loading and Exudation in Excised Tobacco Roots. *Journal of Experimental Botany*, 42(8) : 1021-1029.
- Heyno E., Klose C. & Krieger-Liszkay A. (2008). Origin of cadmium-induced reactive oxygen species production: mitochondrial electron transfer versus plasma membrane NADPH oxidase. *New Phytologist*, 179 : 687-699.
- Hofman J., Wuyts K., Van Wittenberghe S. & Samson R. (2014). On the temporal variation of leaf magnetic parameters: Seasonal accumulation of leaf-deposited and leaf-encapsulated particles of a roadside tree crown. *The Science of the Total Environment*, 493 : 766-772.
- Horemans N., Foyer C.H., Potters G. & Asard H. (2000). Ascorbate function and associated transport systems in plants. *Plant physiology and biochemistry*, 38(7) : 531-540.
- Ikhlas A.K., Rali T. & Sticher O. (1993). Alkaloids from *Ficus pachyrhachis*. *Planta Medica*, 59(3) : 286.
- Ilyas M. & Ilyas N. (1990). Flavonoids from the leaves of *Ficus capensis*. *Ghana, Journal of Chemistry*, 1(3) : 176-178.

- Jensen J.R. (2000). *Remote Sensing of the Environment : An Earth Resource Perspective*, Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall, 544 p.
- Jourda J.P. (1987). *Contribution à l'étude géologique et hydrogéologique de la région du Grand Abidjan (Côte d'Ivoire)*. Thèse de Doctorat, Université scientifique, technique et médicale de Grenoble (Grenoble, France), 319 p.
- Journal officiel de la République de Côte d'Ivoire. (1996). *Lois sur l'environnement n° 96-766 1996 définissant les objectifs et les domaines d'application de la qualité de l'environnement en cas de pollution environnementale*, 125 p.
- Kaiser J. (2001). *Bioindicators and Biomarkers of Environmental Pollution and Risk Assessment*, Science Publishers Inc , 204 p.
- Kardel F., Wuyts K., Babanezhad M., Vitharana U.W.A., Wuytack T., Potters G. & Samson R. (2010). Assessing urban habitat quality based on specific leaf area and stomatal characteristics of *Plantago lanceolata* L. *Environmental Pollution*, 158 : 788-794.
- Kardel F., Wuyts K., Babanezhad M., Wuytack T., Adriaenssens S. & Samson R. (2012). Tree leaf wettability as passive bio-indicator of urban habitat quality, *Environmental and Experimental Botany*, 75 : 277-285.
- Kassoum T. (2013). *De la sensibilisation des populations à la gestion de l'environnement urbain dans les quartiers précaires de la ville d'Abidjan*. *African Population Studies*, 22 (2) : 154-173.
- Katiyar V. & Dubey P.S. (2001). Sulphur dioxide sensitivity on two stage of leaf development in a few tropical tree species. *Indian Journal of Environmental Toxicology*, 11 : 78-81.
- Keller T. (1986). The electrical conductivity of Norway spruce needle diffusate as affected by air pollutants. *Tree Physiology*, 1 : 85-94.
- Key P.B., Wirth E.F. & Fulton M.H. (2006). A review of grass shrimp, *Palaemonetes* spp., as a bioindicator of anthropogenic impacts. *Environmental bioindicators*, 1 : 115-128.
- Khavanin Zadeh A.R., Veroustraete F., Wuyts K., Kardel F. & Samson R. (2012). Dorsiventral leaf reflectance properties of *Carpinus betulus* L. : An indicator of urban habitat quality. *Environmental Pollution*, 162: 332-337.
- Khavanin Zadeh A.R. (2013). *Biomonitoring urban habitat quality based on tree leaf reflectance*. Ph.D. thesis, Department of Bioscience Engineering, University of Antwerp (Antwerp, Belgium), 159 p.

- Khavanin Zadeh A.R., Veroustraete F., Buytaert J.A.N., Dirckx J. & Samson R. (2013). Assessing urban habitat quality using spectral characteristics of *Tilia* leaves. *Environmental Pollution*, 178 : 7-14.
- Kirtikar K.R. & Basu B.D. (2002). Indian medicinal plants. *In* : Popular Prakashan, Dehradun : 1570-1579.
- Koechlin-Ramonatxo C. (2006). Oxygène, stress oxydant et suppléments antioxydantes ou un aspect différent de la nutrition dans les maladies respiratoires. *Nutrition clinique et métabolisme*, 20(4) : 165-177.
- Koffi N.A., Barima Y.S.S., Angaman D.M. & Dongui B.K. (2014). Stomatal leaf characteristics of *Ficus benjamina* L. as potential bioindicators of air quality in the Abidjan city (Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 78 : 6675-6684.
- Kouassi K.S, Billet S., Garçon G., Verdin A., Diouf A., Cazier F., Djaman J., Courcot D. & Shirali P. (2012). Effets cytotoxiques in vitro des PM_{2,5} de la ville d'Abidjan (Côte-d'Ivoire) sur des cellules pulmonaires humaines. *Pollution Atmosphérique*, 213-214 : 117-130.
- Kramer P.J.& Boye J.S. (1995). Water relation of plants and soils. Academic press, San Diego, 495 p.
- Krieger-Liszakay A. & Trebst A. (2006). Tocopherol is the scavenger of singlet oxygen produced by the triplet states of chlorophyll in the PSII reaction centre. *Journal of experimental botany*, 57(8) : 1677-1684.
- Laloi C., Apel K. & Danon A. (2004). Reactive oxygen signaling : The latest news. *Current Opinion in Plant Biology*, 7(3) : 323-328.
- Lamb C. & Dixon R.A. (1997). The oxidative burst in plant disease resistance. *Annual review of plant biology*, 48(1) : 251-275.
- Lappartient A.G. & Touraine B., (1996). Demand-Driven Control of Root ATP Sulfurylase activity and SO_4^{2-} Uptake in Intact Canola (The Role of Phloem-Translocated Glutathione). *Plant Physiology*, 111(1) : 147-157.
- Le Tertre A., Medina S., Samoli E., Forsberg B., Michelozzi P., Boumghar A., Vonk J.M., Bellini A., Atkinson R., Ayres J.G., Sunyer J., Schwartz J. & Katsouyanni K. (2002). Shortterm effects of particulate air pollution on cardiovascular diseases in eight European cities. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 56 : 773-779.

- Lui Y.J. & Ding H. (2008). Variation in air pollution tolerance index of plants near a steel factory, Implication for landscape plants species selection for industrial areas. *WSEAS Transactions on Environment and Development*, 4 : 24-32.
- Loppi S. & Pirintzos S.A. (2003). Epiphytic lichens as sentinels for heavy metal pollution at forest ecosystems (central Italy). *Environmental Pollution*, 121(3) : 327-332.
- Mangenot G. (1955). Étude sur les forêts des plaines et plateaux de la Côte d'Ivoire. *Études éburnéennes*, 4: 5-61.
- Markert B.A., Breure A.M. & Zechmeister H.G. (2003). Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. *Trace Metals and Contaminants in the Environment*, 6 : 3-39.
- Martins L.D., Martins J.A., Freitas E.D., Mazzoli C.R., Goncalves F.L.T., Ynoue R.Y., Hallak R., Albuquerque T.T.A. & Andrade M.F. (2010). Potential health impact of ultrafine particles under clean and polluted urban atmospheric conditions : a model-based study. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 3(1) : 29-39.
- Masuch G., Kicinski H., Kettrup A. & Boss K.S. (1988). Single and combined effects of continuous and discontinuous O₃ and SO₂ emission on Norway spruce needle: Histochemical and cytological changes. *international Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 32 : 213-241.
- Matès J.M. (2000). Effects of antioxidant enzymes in the molecular control of reactive oxygen species toxicology. *Toxicology*, 153(1-3) : 83-104.
- Matès J.M., Pérez-Gómez C. & De Castro I.N. (1999). Antioxidant enzymes and human diseases. *Clinical biochemistry*, 32(8) : 595-603.
- May M., Vernoux T., Leaver C., Van Montagu M. & Inze D. (1998). Review article. Glutathione homeostasis in plants: implications for environmental sensing and plant development. *Journal of Experimental Botany*, 49(321) : 649-667.
- Metongo B.S., Kaba N. & Kouassi AM. (1993). Evaluation quantitative et qualitative des effluents et des polluants : Cas de la Côte d'Ivoire et de la ville d'Abidjan. Centre de Recherche Océanologique, Abidjan, 94 p.
- Miller N.J., Sampson J., Candeias L.P., Bramley P.M. & Rice-Evans C.A. (1996). Antioxidant activities of carotenes and xanthophylls. *Federation of European Biochemical Societies letters*, 384(3) : 240-242.
- MINEDD (2018). Quinzaine nationale de l'environnement édition 2011. Bulletin interne d'information du Ministère de l'Environnement et du Développement Durable, 15 p.

- MINEDD (2011). Quinzaine nationale de l'environnement édition 2011. Bulletin interne d'information du Ministère de l'Environnement et du Développement Durable, 2 p.
- Mir Q.A., Yazdani T., Kumar A., Narain K. & Yunus M. (2008). Vehicular population and pigment content of certain avenue trees. *Pollution Research*, 27 : 59-63.
- Mittler R. (2002). Oxidative stress, antioxidants and stress tolerance. *Trends in Plant Science*. 7 : 405-410.
- Mittler R., Vanderauwera S., Gollery M. & Van Breusegem F. (2004). Reactive oxygen gene network of plants. *Trends in plant science*, 9(10) : 490-498.
- Mittler R. & Poulos T.L. (2005). Ascorbate peroxidase. *Antioxidants and reactive oxygen species in plants*, 17 : 87.
- Mittler R., Vanderauwera S., Suzuki N., Miller G., Tognetti V.B., Vandepoele K. & Van Breusegem F. (2011). ROS signaling: the new wave? *Trends in plant science*, 16(6) : 300-309.
- Mohammed K., Rashmi K. & Pramod W. (2011). Studies on air pollution tolerance of selected plants in Allahabad city, India. *Journal of Environmental Research and Management*, 2(3) : 42-46.
- Morawska L. & Zhang J.F. (2002). Combustion sources of particles. 1. Health relevance and source signatures. *Chemosphere*, 49 : 1045-1058.
- Mozzo M., Dall'Osto L., Hienerwadel R., Bassi R. & Croce R. (2008). Photoprotection in the antenna complexes of photosystem II Role of individual xanthophylls in chlorophyll triplet quenching. *Journal of Biological Chemistry*, 283(10) : 6184-6192.
- Munday R. & Winterbourn C.C. (1989). Reduced glutathione in combination with superoxide dismutase as an important biological antioxidant defence mechanism. *Biochemical pharmacology*, 38(24) : 4349-4352.
- N'Douba N. (1990). Plantes du Jardin Botanique de Bingerville, Jardin Botanique de Bingerville, Côte d'Ivoire, 33 p.
- N'Gouran K.P., Barima Y.S.S., Angaman D.M., Koffi N.A., Tra Bi Z.F., Da K.P. & Dongui B.K. (2014). Distribution spatiale intra-urbaine des particules fines : monitoring par l'Aimantation Rémanente Isotherme à Saturation des feuilles (SIRM) en milieu tropical urbain (Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 81: 7186-7197.
- N'Gouran K.P (2017). Biomonitoring de la pollution de l'air à partir des espèces végétales dans le District Autonome d'Abidjan (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat en Systématique, Ecologie et Biodiversité Végétales, Unité de Formation et de Recherche en Biosciences, Université Félix Houphouët Boigny (Abidjan, Côte d'Ivoire), 173 p.

- Neinhuis C. & Barthlott W. (1998). Seasonal changes of leaf surface contamination in beech, oak, and ginkgo in relation to leaf micro morphology and wettability. *New Phytologist*, 138 : 91-98.
- Neubert A., Kley D., Wildt J., Segschneider H.J. & Forstel H. (1993). Uptake of NO, NO₂ and O₃ by sunflower (*Helianthus annuus* L.) and tobacco plants (*Nicotiana tabacum* L.) : dependence on stomatal conductivity. *Atmospheric Environment*, 27 : 2137-2145.
- Ninave S.Y., Chaudhri P.R., Gajghate D.G. & Tarar J.L. (2001). Foliar biochemical features of plants as indicators of air pollution. *The Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 67 : 133-140.
- Noctor G. & Foyer C.H. (1998). Ascorbate and glutathione: keeping active oxygen under control. *Annual review of plant biology*, 49(1) : 249-279.
- OMS. (2000). Quantification of health effects of exposure to air pollution, Report of a who Working group, Rapport no: EUR/01/5026342E74256, Pays-Bas, 144 p.
- OMS. (2005). Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Geneva, Switzerland, 215 p.
- Ourcival J.M. Joffre R. & Rambal S. (1999). Exploring the relationships between reflectance and anatomical and biochemical properties in *Quercus ilex* leaves. *New Phytologist*, 143 : 351-364.
- Pajot K. (2000). Evaluation d'un modèle de pollution photochimique sur la région lyonnaise et mise en œuvre de scénarii de variation des émissions. Thèse de Doctorat, Faculté de Chimie-Physique, Université Paris 7 (Paris, France), 197 p.
- Parent C., Capelli N. & Dat J.F. (2008). Formes réactives de l'oxygène, stress et mort cellulaire chez les plantes. *Comptes Rendus Biologies*, 331 : 255-261.
- Payne J.F., Mathieu A., Melvin W. & Fancey L.L. (1996). Acetylcholinesterase, an old biomarker with a new future? Field trials in association with two urban rivers and a paper mill in Newfoundland. *Marine Pollution Bulletin*, 32(2) : 225-231.
- Pignocchi C. & Foyer C.H. (2003). Apoplastic ascorbate metabolism and its role in the regulation of cell signalling. *Current opinion in plant biology*, 6(4) : 379-389.
- PNUE (2006). Opening the door to cleaner vehicles in developing and transition countries : the role of lower sulphur fuels. Report of the sulphur working group of the partnership for clean fuels and vehicles. Nairobi Kenya : United Nations Environment Program, 41 p.

- Pope C.A., Young B. & Dockery D.W. (2006). Health effects of fine particulate air pollution : lines that connect. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 56 : 709-742.
- Porra R.J. (2002). The chequered history of the development and use of simultaneous equations for the accurate determination of chlorophylls a and b. *Photosynthesis Research*, 73 : 149-156.
- Potters G., De Gara L., Asard H. & Horemans N. (2002). Ascorbate and glutathione : guardians of the cell cycle, partners in crime? *Plant Physiology and Biochemistry*, 40(6) : 537-548.
- Power A.L., Worsley A.T. & Booth C. (2009). Magneto-biomonitoring of intra-urban spatial variations of particulate matter using tree leaves. *Environmental Geochemistry and Health*, 31 : 315-325.
- Price T.V., Gross R., Ho Wey J. & Osborne C.F. (1993). A comparison of visual and digital image-processing methods in quantifying the severity of coffee leaf rust (*Hemileia vastatrix*). *Australian journal of experimental agriculture*, 3 : 97-101.
- Prouvost H. & Declercq C. (2003). Santé et environnement : une exploitation des enjeux sur le littoral de la Communauté Urbaine de Dunkerque, Rapport ORS Nord-Pas de Calais, Lille, 82 p.
- Ramade F. (1993). Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. *Ediscience internationale*, 216 p.
- Ramade F. (2007). Introduction à l'écotoxicologie : fondements et applications . Tec & Doc Lavoisier, 618 p.
- Raven E.L. (2003). Understanding functional diversity and substrate specificity in haem peroxidases: what can we learn from ascorbate peroxidase? *Natural product reports*, 20(4) : 367-381.
- RGPH (2014). Recensement Général de la Population et de l'Habitat de la Côte d'Ivoire, 50 p.
- Rodríguez-Germade I., Mohamed K.J., Rey D., Rubio B. & García Á. (2014).The influence of weather and climate on the reliability of magnetic properties of tree leaves as proxies for air pollution monitoring. *Science of the Total Environment*, 468-469 : 892-902.
- Rojas M., Cascorbi I., Alexandrov K., Kriek E., Auburtin G., Mayer L. & Bartsch H. (2000). Modulation of benzo [a] pyrene diolepoxide–DNA adduct levels in human white

- blood cells by CYP1A1, GSTM1 and GSTT1 polymorphism. *Carcinogenesis*, 21(1) : 35-41.
- Rzepka M.A. & Cuny D. (2008). Biosurveillance végétale et fongique des Eléments Traces Métalliques. *Air Pur*, 75 : 66-79.
- Sanders G.E., Colis J.J. & Clark A.G. (1992). Physiological changes in *Phaseolus vulgaris* in response to long-term ozone exposure. *Annals of Botany*. 69 : 123-133.
- Savela K. & Hemminki K. (1991). DNA adducts in lymphocytes and granulocytes of smokers and nonsmokers detected by the 32P-postlabelling assay. *Carcinogenesis*, 12(3) : 503-508.
- Scholz F. & Reck S. (1977). Effects of acids on forest trees as measured by titration in vitro inheritance of buffering capacity in *Picea abies*. *Water, Air and Soil Pollution*, 8 : 41-45.
- Serbula S.M., Antonijevic M.M., Milosevic N.M., Milic S.M. & Ilic A.A. (2010). Concentrations of particulate matter and arsenic in Bor (Serbia). *Journal of Hazardous Materials*, 181: 43-51.
- Sharma S.K. & Singh, H. (2012). A review on pharmacological significance of genus *Jatropha* (Euphorbiaceae). *Chinese journal of integrative medicine*, 18(11) : 868-880.
- Shimizu H. (2004). Relationship between plasma glutathione levels and cardiovascular disease in a defined population : the Hisayama study. *Stroke*, 35(9) : 2072-2077.
- Sies H. (2008). Life with oxidative stress. *Free Radical Research*, 42 : S27-S27.
- Singh S.K. & Rao D.N. (1983). Evaluation of plants for their tolerance for their tolerance to air pollution, In: proceedings symposium on air pollution control, *Indian association of Air pollution control*, 1 : 218-224.
- Singh S.K., Rao D.N., Agrawal M., Pande J. & Narayan D. (1991). Air pollution tolerance index of plants. *Journal of Environmental Management*, 32 : 45-55.
- Singh V. (1993). Leguminosae in flora of Taiwan. Taipei, Tai, 2nd Ed, 3:148-421.
- Smirnoff N. (1995). Antioxidant systems and plant response to the environment. In Environment and plant metabolism. *Environmental plant biology series*, 217-243.
- Smirnoff N. (2000). Ascorbic acid: Metabolism and functions of a multi-faceted molecule. *Current Opinion in Plant Biology*, 3(3) : 229-235.
- Stagg R.M. (1998). The development of an international programme for monitoring the biological effects of contaminants in the OSPAR convention area. *Marine environmental research*, 46 : 307-313.

- Stenbock-Farmer K. (1978). Mise au point de techniques de lavage de feuilles en vue d'estimer les dépôts de particules. *Bulletin. E.R.A.*, Bruxelles, 3 : 63-75.
- Stenger R. (1998). Polluant contenu dans les fumées : Partie I. Colorado springs, USA, 109 p.
- Tastet J.P. (1979). Environnements sédimentaires et structuraux quaternaires du littoral du golfe de Guinée (Côte d'Ivoire, Togo et Bénin). Thèse de Doctorat, Département des Sciences Naturelles, Université Bordeaux I (Bordeaux, France), 175 p.
- Telfer A., Dhama S., Bishop S., Phillips D. & Barber J., (1994). Beta-Carotene quenches singlet oxygen formed by isolated photosystem II reaction centers. *Biochemistry*, 33(48) : 14469-14474.
- Thambavani S. & Prathipa D.V. (2012). Assessment of air quality through biomonitors of selected sites of Dindigul town by air pollution tolerance index approach. *Journal of research in biology*. 2(3) : 193-199.
- Thompson J.R., Mueller P.W., Flückner W. & Rutter A.J. (1984). The effect of dust on photosynthesis and its significance for roadside plants. *Environmental Pollution*, 4 : 171-190;
- Tohouri P., Soro G., Kouassi E.A., Miessan G.A., Gabriel E.A. & Biemi J. (2017). Pollution by trace metals of the surface water of bonoua area in high water time (southeast of ivory coast). *Larhyss Journal*, 1112-3680 (29) : 23-43.
- Tomasevic M., Vukmirovic Z., Rajsic S., Tasic M. & Stevanovic B. (2005). Characterisation of trace metal particles deposited on some deciduous tree leaves in an urban area, *Chemosphere*, 61 : 753-760.
- Tonneau J. (2003). D'un bout à l'autre de la chaîne. *Printemps des sciences*, 10 p.
- Tra Bi Z.F., Barima Y.S.S., Angaman D.M. & Dongui B.K. (2014). Biomonitoring de la pollution urbaine en zone tropicale à partir des caractéristiques spectrales et anatomiques des feuilles de *Ficus polita* Vahl. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 8(2) : 861-870.
- Tremellen K. (2008). Oxidative stress and male infertility a clinical perspective. *Human reproduction update*, 14(3) : 243-258.
- UNEP (2006). Opening the door to cleaner vehicles in developing and transition countries: the role of lower sulphur fuels. Report of the sulphur working group of the partnership for clean fuels and vehicles. Nairobi, Kenya: United Nations Environment Program, 41 p.

- Valko M., Leibfritz D., Moncol J., Cronin M.T., Mazur M. & Telser J. (2007). Free radicals and antioxidants in normal physiological functions and human disease. *The international journal of biochemistry & cell biology*, 39(1) : 44-84.
- Van Breusegem F. & Dat J.F. (2006). Reactive oxygen species in plant cell death. *Plant Physiology*, 141 : 384-390.
- Van Eenennaam A.L., Lincoln K., Durrett T.P., Valentin H.E., Shewmaker C.K., Thorne G. M. & Hao, M. (2003). Engineering vitamin E content : from Arabidopsis mutant to soy oil. *The Plant Cell*, 15(12) : 3007-3019.
- Varshney C.K. (1992). Buffering capacity of Trees growing near a coal-fired thermal power
- Varshney S.R.K. & Varshney C.K. (1984). Effect of SO₂ on ascorbic acid in crop plants. *Environmental Pollution*, 35 : 285-290.
- Verma A. & Singh S. (2006). Biochemical and ultrastructural changes in plant foliage exposed to auto-pollution. *Environmental Monitoring and Assessment*, 120 : 585-602.
- Vianna N.A., Goncalves D., Brandao F., DE Barros R.P., Filho G.M.A., Meire R.O., Torres J.P.M., Malm O., Junior A.D. & Andrade L.R. (2010). Assessment of heavy metals in the particulate matter of two Brazilian metropolitan areas by using *Tillandia usneoides* as atmospheric biomonitor. *Environment Sciences and Pollution Research*, 18 (3) : 416-427.
- Vigneau N. (2010). Potentiel de l'imagerie hyperspectrale de proximité comme outil de phénotypage : application à la concentration en azote du blé. Thèse de doctorat, Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie, Université de Toulouse (Toulouse, France), 160 p.
- Wang J., Xu R.S., Ma Y.L., Miao L., Cai R. & Chen Y. (2008). The research of air pollution based on spectral features in leaf surface of *Ficus microcarpa* in Guangzhou, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 142 : 73-83.
- Wang L., Niu S., Good S.P., Soderberg K., McCabe M.F., Sherry R.A., Luo Y., Zhou X., Xia J. & Caylor K.K. (2013). The effect of warming on grassland evapotranspiration partitioning using laser-based isotope monitoring techniques. *Geochimica and Cosmochimica Acta*, 111 : 28-38.
- Ward N.I. (1990). Lead contamination of the London orbital (M25) motorway (since it's opening in 1986) (Contamination au plomb du périphérique autoroutier de Londres (M25) depuis son ouverture en 1986), *The Science of the Total Environment*, 93 : 277-284.

- Weijers E.P., Khlystov A.Y., Kos G.P.A. & Erisman J.W. (2004). Variability of particulate matter concentrations along roads and motorways determined by a moving measurement unit. *Atmospheric Environment*, 38 : 2993-3002.
- Weinstein J.P., Hedges S.R. & Kimbrough S. (2010). Characterization and aerosol mass balance of PM 2.5 and PM10 collected in Conakry, Guinea during the 2004 Harmattan period. *Chemosphere*, 78 : 980-988.
- Wele A., Baragueye C., Ndiaye W., Fall D., Ndoye I., Diop Y. & Bodo B. (2007). Cytotoxic activity of two cyclic peptides from the latex of *Jatropha integerrima* Euphorbiaceae. *Dakar medical*, 52(3) : 209-215.
- Wingate V.P.M., Lawton M.A. & Lamb C.J. (1988). Glutathione Causes a Massive and Selective Induction of Plant Defense Genes. *Plant Physiology*, 87(1) : 206-210.
- Wolterbeek B., Sarmiento S. & Verburg T. (2010). Is there a future for biomonitoring of element air pollution ? A review focused on a larger-scaled health-related (epidemiological) context. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 24 : 926-934.
- Wuytack T., Verheyen K., Wuyts K., Kardel F., Adriaenssens S. & Samson R. (2010). The potential of biomonitoring of air quality using leaf characteristics of white willow (*Salix alba* L.). *Environmental Monitoring and Assessment*, 171 (1-4) : 197-204.
- Zhang H., Feng J., Zhu W.F., Liu C.Q., Xu S.Q., Shao P.P., Wu D.S., Yang W.J. & Gu J.H. (2000). Chronic toxicity of rare-earth elements on human beings - Implications of blood biochemical indices in REE-high regions, South Jiangxi. *Biological Trace Element Research*, 73 : 1-17.

PUBLICATIONS

Publication 1 :

Tra Bi Z.F., Barima Y.S.S., Angaman D.M., Khavanin Zadeh A.R. & Traoré K. (2016). Environmental Pollution Bioindication Based on *Ficus benjamina* L. Leaf Reflectance in the City of Abidjan, Côte d'Ivoire. *Open Journal of Air Pollution*, **5** : 55-63.

Publication 2 :

Tra Bi Z.F., Angaman D.M., Barima Y.S.S. & Dongui B.K. (2015). Evaluation of air pollution tolerance indices of four ornamental plants arranged along roadsides in Abidjan (Côte d'Ivoire). *International Journal of Environmental Monitoring and Analysis*, **3(1)** : 22-27.

Publication 1

Open Journal of Air Pollution, 2016, 5, 55-63
Published Online June 2016 in SciRes. <http://www.scirp.org/journal/ojap>
<http://dx.doi.org/10.4236/ojap.2016.52006>



Environmental Pollution Bioindication Based on *Ficus benjamina* L. Leaf Reflectance in the City of Abidjan, Côte d'Ivoire

Zamblé Fidèle Tra Bi^{1*}, Yao Sadaïou Sabas Barima^{1,2}, Djédoux Maxime Angaman³,
Ali Reza Khavanin Zadeh², Karidia Traoré¹

¹Unité de Formation et de Recherche en Environnement, Université Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire

²Department of Bioscience Engineering, University of Antwerp, Antwerp, Belgium

³Unité de Formation et de Recherche en Agroforesterie, Université Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire
Email: fidelede@hotmail.fr

Received 10 March 2016; accepted 14 June 2016; published 17 June 2016

Copyright © 2016 by authors and Scientific Research Publishing Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

Abstract

The air in African cities is increasingly polluted mainly due to human activities. A bioindication technical of urban air quality based on active remote sensing might be an alternative to existing physico-chemical methods. Reflectance measurements in the visible spectrum have been carried out at the adaxial and abaxial sides of *Ficus benjamina* L. leaves in the city of Abidjan, Côte d'Ivoire, with a precision digital camera. Leaves were collected in industrial zones and in parks. The impact of air pollution on leaf physiological as well as structural characteristics in these two contrasts urban environments was determined by Dorsiventral Leaf Reflectance Correlation (DLRC) and dorsiventral leaf reflectance asymmetry quantitatively defined with Normalized Dorsiventral Asymmetry Index (NDAI). Species leaf susceptibility to air pollution from season to season was determined by NDAI seasonal variation. Leaf reflectance measurements allowed the estimation of environmental stress level among industrial areas and parks. NDAI and DLRC were significantly higher in industrial zones compared to parks. NDAI values were found significantly higher for major rainy season compared to major dry season, indicating probably that *F. benjamina* leaf structure changes were increased from one season to another. Thereby, assessment of urban air quality can be done using leaves reflectance in the visible spectrum.

Keywords

Bioindication, Air Pollution, Reflectance, Visible Spectrum, Côte d'Ivoire

*Corresponding author.

How to cite this paper: Tra Bi, Z.F., Barima, Y.S.S., Angaman, D.M., Khavanin Zadeh, A.R. and Traoré, K. (2016) Environmental Pollution Bioindication Based on *Ficus benjamina* L. Leaf Reflectance in the City of Abidjan, Côte d'Ivoire. *Open Journal of Air Pollution*, 5, 55-63. <http://dx.doi.org/10.4236/ojap.2016.52006>

1. Introduction

Urbanized and industrialized areas are known to be subjected to high concentrations of air pollutants [1]. Atmospheric pollution is the main result of different components such as heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), particulate matter (PM_{0.1}, PM_{2.5} and PM₁₀) and organic components, which can originate from various sources.

The main sources in the urban environment are road traffic and industrial activity [2]. Air pollution is a serious threat to human health [3] such as cardiovascular effects and respiratory tract problems [4].

Current physico-chemical techniques for the determination and monitoring of air quality are expensive for developing cities [5] like Abidjan, Côte d'Ivoire, where air quality strategies are ineffective [6]. Alternatively, methods based on biomonitoring approach are cheap [7]. The plants can be used as passive bio-monitors in the urban environment to indicate the environmental quality [8] [9].

Atmospheric pollutants can induce changes in leaf structure and physiology [10]. This variation in structural and physiological leaf properties affects leaf reflectance, transmittance and absorptance [11] [12].

The use of spectral and remote sensing techniques for detection of plant stress is based on the assumption that stress factors interfere with leaf structural and physiological properties, influencing the spectral leaf characteristics that can be detected in the different regions of the electromagnetic spectrum [13] [14].

The objective of this study is the evaluation of leaf reflectance parameters in the visible spectrum as an indicator for assessing urban environment quality and the investigation of species leaf susceptibility to air pollution from one season to another.

2. Material and Methods

2.1. Study Area and Experimental Set-Up

The city of Abidjan (5°00'N - 5°30'N, 3°50'W - 4°10'W), Côte d'Ivoire, with distinct land use classes and spatially varying habitat quality [6], was chosen as the study area. The study area has a tropical climate with a major rainy season (May-July), a minor rainy season (September-November), and two dry seasons in between.

Abidjan is characterized by a high level of industrialization and urbanization. The city has a significant growing old automobile park, of which 70% are secondhand vehicles. Many parks and green spaces were preserved in the city, but these parks disappear quickly due to urbanization. Actually, Abidjan is one of the most polluted cities of sub-Saharan Africa.

Samples were collected in areas with contrasting environment quality. We sampled in industrial zones (2 sites) and in parks (2 sites) which were relatively far away from traffic and industrial activity. Sampling locations were determined based on the availability of plant species tested.

2.2. Study Species

We have chosen *Ficus benjamina* L. as a study species because of its homogeneous spatial distribution in the city. *F. benjamina* is a tropical dicotyledonous belonged to the family Moraceae. It is an evergreen tree with several spreading branches from the base, with oval and glossy leaves of 2 - 5 cm wide. This tree species is hypostomatous (*i.e.*, it only have stomata on the abaxial leaf surface) with dorsiventral structure (*i.e.*, the adaxial surface is adjacent to the palisade parenchyma layer, while the abaxial surface is adjacent to the spongy mesophyll layer). Moreover, the leaves of *F. benjamina* have abaxial wax and smooth cuticle.

2.3. Sampling and Leaf Reflectance Measurements

Two sampling locations were selected at each site according to accessibility and geographical distribution criteria. At each sampling location 2 trees were selected. We sampled 9 mature and undamaged leaves from each tree at a height between 1.5 m and 2.5 m above ground level. Sampling campaign was conducted during six month on the same trees species. A first sampling campaign was conducted from February until April 2012 for major dry season. The mean air temperature during this period was 28.3°C, air humidity was 83%, precipitation was 43.18 mm and mean wind speed was 11.7 m·s⁻¹. A second campaign was organized from May until July 2012 for major rainy season. The mean air temperature during this period was 26°C, while air humidity was 89.2%. Precipitation and mean wind speed were respectively 375.91 mm and 12 m·s⁻¹. Overall, we sampled 432 leaves.

The field level leaf reflectance measurements were performed under standard illumination conditions using a field illumination set up as described by Khavanin Zadeh *et al.* [15]. A Canon EOS 550D, RGB reflex camera equipped with a zoom lens (EF-S 18 - 55 mm f/3.5-5.6 IS) was used and mounted on the field illumination setup. The inner side of the setup is coated with non-reflecting black paint, intended to avoid indirect illumination (stray light) of the target as much as possible, thus avoiding multiple scattering conditions as much as possible. The camera is locked on top of the leaf reflectance measurement setup with a camera mounting cylinder. The setup allows keeping the distance between the camera objective and the target leaf surface constant throughout all measurements. In setup, the illumination of a leaf is performed with two warm-white LED light sources (Osstar, 2005) which, during field campaigns, can be fed with the electric power of a fully charged battery. The maximum peak wavelength for the red, green and blue of LEDs is 645, 550 and 490 nm, respectively. In the device, a removable grid made of transparent thin nylon wire, is used to flatten as well as fix a leaf at the bottom of the setup. Immediately after sampling of the leaves from the sample trees, imagery was acquired from both the adaxial and abaxial sides of a sampled leaf. The measurement time for tree leaf harvesting and the imaging of both leaf sides, takes less than 5 minutes. We converted leaf imagery after transfer to a computer platform, into R (Red), G (Green) and B (Blue) 1-byte grey images. Leaf reflectance has been computed for both the upper (adaxial) and lower (abaxial) leaf surfaces. By superimposing a polygon on the leaf surface, a leaf mask is obtained. We define this polygon as the leaf region of interest (ROI) for reflectance determinations by using ENVI 4.4 (Research Systems, Boulder, Colorado, USA). Leaf reflectance (in percentage) is computed for the R, G, and B spectral bands using the leaf R, G and B digital numbers ($R_{i,\lambda}$) and the white reference target panel digital number ($R_{r,\lambda}$) according to Equation (1) [15].

$$R_{i,\lambda} = 100 \times R_{r,\lambda} \times \frac{DN_{i,\lambda}}{DN_{r,\lambda}} \quad (1)$$

$R_{i,\lambda}$ and $R_{r,\lambda}$ are, respectively, leaf and white reference target reflectance for band λ (nm), with λ indicating the R, G or B spectral band. $DN_{i,\lambda}$ and $DN_{r,\lambda}$ are leaf ROI digital number and white reference target (range: 0 - 255), respectively.

Leaf reflectance variation can indicate environmental stress difference between land use classes studied.

2.4. Dorsiventral Leaf Reflectance Correlation (DLRC) and Normalized Dorsiventral Asymmetry Index (NDAI)

DLRC expresses the relationship between the adaxial and abaxial leaf reflectance which is characterized by the slope and the coefficient of determination obtained from the linear regression analysis between abaxial and adaxial leaf reflectance.

Dorsiventral leaf reflectance asymmetry can be quantitatively defined with NDAI, which is defined as a linear combination of the leaf reflectances at both the adaxial and abaxial leaf sides [15] [16] as defined in Equation (2):

$$NDAI = \frac{R_{i,ab} - R_{i,ad}}{R_{i,ab} + R_{i,ad}} \quad (2)$$

$R_{i,ab}$ and $R_{i,ad}$ indicate abaxial (*ab*) and adaxial (*ad*) leaf reflectance for the same spectral band, respectively.

NDAI as well as DLRC can be affected both by changes in leaf structural as well as physiological characteristics caused by environment quality.

2.5. Species Leaf Susceptibility to Air Pollution from Season to Season

Species leaf susceptibility to air pollution from season to season was determined by NDAI variation from major dry season (February-April) to major rainy season (May-July) in industrial zones and parks in different visible spectral bands.

2.6. Statistical Analysis

All data were analyzed using Statistica software, version 7.1 (StatSoft Inc., 1984-2005). The normality of the

data was tested with a Shapiro-Wilk test. Descriptive statistics, including mean and standard deviation were calculated for leaf reflectance parameters. Means were compared by using a one-way analysis of variance (ANOVA) procedure and a Tukey-HSD test. Linear regression analysis was performed to identify the relationship between adaxial and abaxial leaf reflectance. Species leaf susceptibility to air pollution from season to season was assessed using the Student-*t*-test. Differences were considered significant at $p < 0.05$.

3. Results and Discussion

3.1. Leaf Reflectance

F. benjamina leaf reflectance values for both leaf sides are higher in Parks (P) in comparison with industrial zones (IZ) for all spectral bands according to Table 1. This tendency is confirmed by the observations of Khasanin Zadeh *et al.* [15] for *Carpinus betulus* L. in two contrasting urban environments (suburban green and Industrial habitats) in the city of Gent, Belgium. It might be related to structural responses of the leaves to air pollution in IZ. Indeed, Dineva [17] reported in the industrial district Kremikovtzi, Bulgaria, a decreasing of *Acer platanoides* L. leaf thickness. Carter [18] demonstrated a correlation between leaf reflectance and leaf thickness for the wavelength range between 400 and 700 nm. We observed a statistically significant difference (Tukey-HSD test: $p = 0.035$) in leaf reflectance among IZ and P. This difference was pronounced at adaxial side in the blue band as shown in Table 1. An explanation for this one might be the higher exposure of adaxial leaf surfaces (see Figure 1) to urban air pollution [19] that can lead to epidermal erosion of adaxial leaf side [20], consequently

Table 1. Mean (\pm standard deviation) of leaf reflectance (%) in industrial zones and parks in the spectral bands studied. Mean values on each column in the same spectral band followed by different letters are significantly different ($p < 0.05$).

Land use class	Spectral band	Adaxial leaf reflectance	Abaxial leaf reflectance
Industrial zones	Red	25.03 \pm 5.23 ^a	36.46 \pm 4.27 ^b
	Green	38.91 \pm 5.57 ^a	49.83 \pm 4.01 ^b
	Blue	18.19 \pm 3.76 ^a	23.79 \pm 3.91 ^b
Parks	Red	29.34 \pm 2.49 ^a	37.15 \pm 2.44 ^b
	Green	42.67 \pm 1.51 ^a	51.72 \pm 2.96 ^b
	Blue	22.27 \pm 1.64 ^b	26.53 \pm 1.62 ^b



Figure 1. Leaf morphology for *Ficus benjamina* L.

decreasing leaf thickness. Arriaga *et al.* [21] used epidermal characters as bioindicators of environmental pollution and stated that width of upper epidermal cells of *F. benjamina* were higher in periurban area and lower in urban area in the metropolitan area of Buenos Aires, Argentina. On the other hand, several authors [22]–[24] report that leaf reflectance for the blue band is affected by leaf internal structure, and less so by chlorophyll content [25]. On the other hand it could be that also the waxy leaf surface properties of *F. benjamina* [26] affect abaxial leaf reflectance which might lead to an increase in specular and a decrease diffuse leaf reflectance [27] resulting in lower differences in abaxial leaf reflectance between P and IZ (see Table 1). Khavanin Zadeh *et al.* [16] came to a similar conclusion for the adaxial leaf side for non-hairy *Tilia* sp. (non-hairy referred to the absence of trichomes on the leaf surface) in polluted compared to less polluted urban environment.

3.2. Normalized Dorsiventral Asymmetry Index (NDAI)

Table 2 shows that NDAI is higher in industrial zones (IZ) compared to parks (P) for all spectral bands. These values are statistically significant between land use classes for the blue and red bands (Tukey-HSD test: $p < 0.05$).

For *F. benjamina*, NDAI showed a different behavior than leaf reflectance in land use classes. It significantly decreased in P and increased in IZ for the red and blue bands. Khavanin Zadeh *et al.* [16] observed NDAI significantly increased in green area compared to industrial area for hairy *Tilia* sp. (hairy referred to the presence of trichomes on the leaf surface), while the reverse was observed for *C. betulus* (with a ridged leaf surface) by Khavanin Zadeh *et al.* [15] for the same study area. These authors related the different results for the NDAI index to different morphological and physiological response of the leaves against air pollution in an urban area. They observed that specific leaf area (SLA, area of leaf divided by its dry mass) significantly increased (considering that normally higher SLA indicates lower leaf thickness) in *C. betulus* because of air pollution, while it does not change for hairy *Tilia* sp. Inversely, they observed that relative chlorophyll content significantly decreased in polluted area for hairy *Tilia* sp. while it does not change for *C. betulus*. The authors concluded that NDAI seems to be species-dependent. Taylor *et al.* [28] reported that *Tilia* sp. are relative sensitive to air pollution, while *C. betulus* identified as a relative insensitive species. This trend for *C. betulus* seems to be similar for *F. benjamina*. Indeed, according to Tra Bi *et al.* [29], *F. benjamina* was categorized as intermediate tolerant species to air pollution. The identification and categorization of plants into sensitive and tolerant groups indicates that they differently react to air pollution [30]. Considering results of abovementioned studies, we can suggest that NDAI seems to be more sensitive to leaf structural changes than to biochemical changes for *F. benjamina* induced by air pollutants.

3.3. Dorsiventral Leaf Reflectance Correlation (DLRC)

The linear regression between abaxial and adaxial leaf reflectance show strong and higher correlation ($R^2 > 0.50$, $p < 0.05$) in industrial zones (IZ) compared to parks (P) for all spectral bands, while the slopes of the linear relation are lower in P than IZ except for green band (Figure 2).

As illustrated in Figure 2, DRLC representing R squared and the slope of the linear relation was significantly highest in IZ land use class. This result is in agreement with the findings of Khavanin Zadeh *et al.* [16]. These

Table 2. Mean (\pm standard deviation) of Normalized Difference Asymmetry Index (NDAI) in industrial zones and parks in the spectral bands studied. Mean values followed by different letters are significantly different ($p < 0.05$) between industrial zones and parks in the same spectral band.

Land use class	Spectral band	NDAI
Industrial zones	Red	0.19 \pm 0.05 ^b
Parks	Red	0.12 \pm 0.04 ^a
Industrial zones	Green	0.13 \pm 0.04 ^a
Parks	Green	0.10 \pm 0.02 ^a
Industrial zones	Blue	0.14 \pm 0.04 ^b
Parks	Blue	0.09 \pm 0.02 ^a

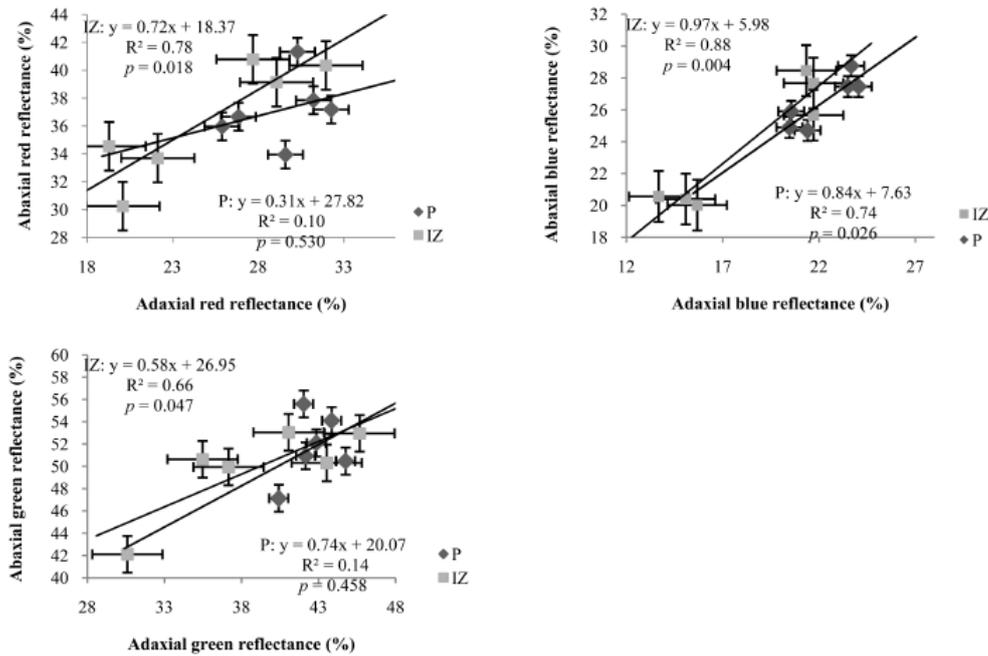


Figure 2. Dorsiventral Leaf Reflectance Correlation (DLRC) in industrial zones (IZ) and parks (P) for the spectral bands studied. Error bars represent standard errors on the individual points.

authors recorded that DLRC shows a more stable variation than NDAI in polluted sites for the species considered, and that it seems to be species-independent. DLRC increasing in blue and red bands in IZ might be a direct reflection of environmental pollution impact on the abaxial versus the adaxial leaf reflectances [15].

According to Dineva [17] and Brakke *et al.* [31], dorsiventral leaf properties in many leaves is an important characteristic in photosynthesis and gas exchange, and can be affected by air pollution. Indeed, gaseous pollutants mostly enter through the stomata [32], which for *F. benjamina* are located on the abaxial side [33]. Therefore, it seems that spongy parenchyma is more sensitive to gas exchange than palisade parenchyma, and consequently it is more susceptible to damage from gaseous pollutants [17]. This susceptibility is confirmed by an increasing abaxial reflectance leading to an increased DLRC, which might be explained by a decreasing chlorophyll content and anatomical changes in the spongy parenchyma such as decreased intercellular spaces and a thinner layer of spongy parenchyma [34]-[38]. For instance, Johnson *et al.* [39] reported that under adaxial illumination, palisade mesophyll acts to propagate light into the spongy mesophyll and that light propagation is inhibited when illuminated from the leaf side opposite the palisade layer (under abaxial illumination). Thereby a decreasing in intercellular spaces and a thinner layer of spongy parenchyma leads to a reduction in the light path length through this layer, causing the abaxial leaf reflectance to become more affected by the palisade than the spongy parenchyma layer [16], consequently increasing abaxial reflectance. Moreover, Carter and Knapp [11] demonstrated that a lower leaf chlorophyll content leads to a higher leaf reflectance, and thus an increase of DLRC.

3.4. Species Leaf Susceptibility to Air Pollution from Season to Season

Species leaf susceptibility to air pollution from season to season was determined by NDAI seasonal variation. The results show that NDAI values are higher for major rainy season (MRS) compared to major dry season (MDS) in parks (Figure 3(a)) and industrial zones (Figure 3(b)) for all spectral band. The difference were more pronounced in parks in the red band (Student-*t*-test: $t_{0.05} = -8.537$, $p = 0.001$) (Figure 3(a)).

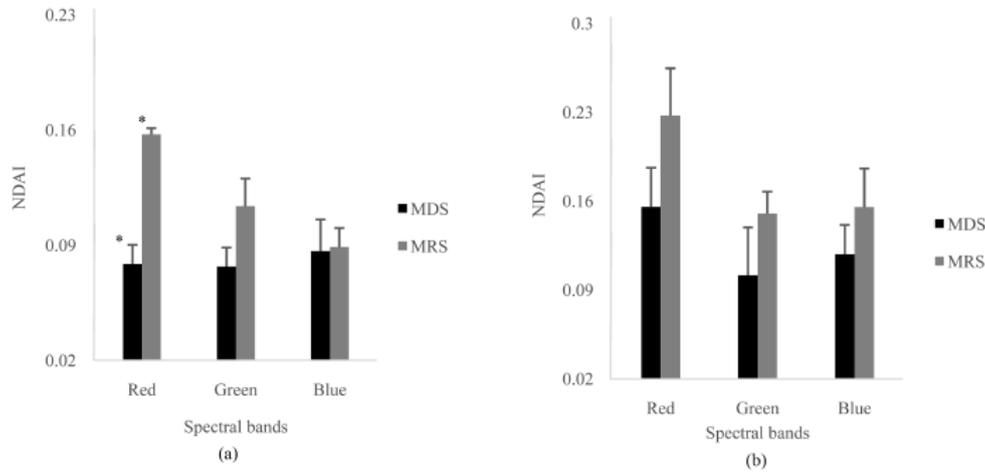


Figure 3. Seasonal variation on the air quality determined through Normalized Dorsiventral Asymmetry Index (NDAI) values in parks (a) and industrial zones (b) in the spectral bands studied. MDS: Major dry season, MRS: major rainy season, *: Significant difference, $p < 0.01$. Error bars are standard deviation.

NDAI seasonal showed same trends from one land use class to another, higher in the MRS and lower in the MDS, but significantly in parks as observed in (Figure 3(a)). These observations might be probably due to leaf surface characteristic and habit. Urvat *et al.* [40] demonstrated that rainfall cannot remove all deposited PM, as particles can be permanently trapped in the surface wax layer during wax development. This process might be important for *F. benjamina*. Moreover, this species is an evergreen species, keeping its leaves during several years, resulting in a longer time increase in leaf SIRM, as was observed by Lehndorff *et al.* [41] for *Pinus nigra*. This might increase changes in leaf structure from one season to another.

4. Conclusion

Leaf reflectance as well as NDAI and DLRC in the visible spectral bands can be good indicators to estimate differences in urban environment quality. Results revealed effects of air pollution on anatomical and physiological leaf characteristics in IZ in comparison with P. NDAI significant increasing during the major rainy season probably indicated that *F. benjamina* leaf structure changes were increased from one season to another, and was probably related to species. These results make it possible to consider an operational approach for assessing and monitoring of urban environment quality based on biomonitoring technique and an active remote sensing. However, the suitability of these results still requests some further research such as anatomical studies in tropical area.

Acknowledgements

The second author is a beneficiary of a mobility grant from the Belgian Federal Science Policy Office (BELSPO) co-funded by the Marie Curie Actions from the European Commission. This work was support by grants of Foundation David and Alice Van Buuren (Université Libre de Bruxelles) for digital camera purchase as well as University of Antwerp (Prof. Roeland Samson) and "Vlaamse Interuniversitaire Raad" for the reflectance measurement setup making and Ivorian institution "Programme d'Appui Stratégique à la Recherche Scientifique" (PASRES) to the third author. We also thank the city council of "District Autonomé Abidjan" for their assistance in achieving field data.

References

- [1] Kardel, F., Wuyts, K., Maher, B.A., Hansard, R. and Samson, R. (2011) Leaf Saturation Isothermal Remanent Magnetization (SIRM) as a Proxy for Particulate Matter Monitoring: Inter-Species Differences and In-Season Variation. *At-*

- atmospheric Environment*, **45**, 5164-5171. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.06.025>
- [2] Petroff, A., Mailliat, A., Amielh, M. and Anselmet, F. (2008) Aerosol Dry Deposition on Vegetative Canopies. Part I: Review of Present Knowledge. *Atmospheric Environment*, **42**, 3625-3653. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.043>
- [3] Gratani, L., Crescente, M.F. and Varone, L. (2008) Long-Term Monitoring of Metal Pollution by Urban Trees. *Atmospheric Environment*, **42**, 8273-8277. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.07.032>
- [4] Moreno, E., Sagnotti, L., Dinarès-Turell, J., Winkler, A. and Cascella, A. (2003) Biomonitoring of Traffic Air Pollution in Rome Using Magnetic Properties of Tree Leaves. *Atmospheric Environment*, **37**, 2967-2977. [http://dx.doi.org/10.1016/S1352-2310\(03\)00244-9](http://dx.doi.org/10.1016/S1352-2310(03)00244-9)
- [5] Gombert, S., Asta, J. and Seaward, M.R.D. (2006) Lichens and Tobacco Plants as Complementary Biomonitors of Air Pollution in the Grenoble Area (Isere, Southeast France). *Ecological Indicators*, **6**, 429-443. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.06.001>
- [6] Barima, Y.S.S., Angaman, D.M., N'Gouran, K.P., Koffi, N.A., Kardel, F., De Cannière, C. and Samson, R. (2014) Assessing Atmospheric Particulate Matter Distribution Based on Saturation Isothermal Remanent Magnetization of Herbaceous and Tree Leaves in a Tropical Urban Environment. *Science of the Total Environment*, **470-471**, 975-982. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.082>
- [7] Balasooriya, B.L.W.K., Samson, R., Mbikwa, F., Vitharana, W.A.U., Boeckx, P. and Van Meirvenne, M. (2009) Bio-Monitoring of Urban Habitat Quality by Anatomical and Chemical Leaf Characteristics. *Environmental and Experimental Botany*, **65**, 386-394. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envexpbot.2008.11.009>
- [8] Beckett, K.P., Freer, P.H. and Taylor, G. (1998) Urban Woodlands: Their Role in Reducing the Effects of Particulate Pollution. *Environmental Pollution*, **99**, 347-360. [http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00016-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00016-5)
- [9] Cox, R.M. (2003) The Use of Passive Sampling to Monitor Forest Exposure to O₃, NO₂ and SO₂: A Review and Some Case Studies. *Environmental Pollution*, **126**, 30-311. [http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(03\)00243-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00243-4)
- [10] Neinhuis, C. and Barthlott, W. (1998) Seasonal Changes of Leaf Surface Contamination in Beech, Oak, and Ginkgo in Relation to Leaf Micro Morphology and Wettability. *New Phytologist*, **138**, 91-98. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1469-8137.1998.00882.x>
- [11] Carter, G. and Knapp, A. (2001) Leaf Optical Properties in Higher Plants: Linking Spectral Characteristics to Stress and Chlorophyll Concentration. *American Journal of Botany*, **88**, 677-684.
- [12] Efi, L., Drilias, P., George, K. and Manetas, P. (2005) Nondestructive Assessment of Leaf Chemistry and Physiology Through Spectral Reflectance Measurements May Be Misleading When Changes in Trichome Density Co-Occur. *New Phytologist*, **165**, 463-472. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01250.x>
- [13] Hatfield, J.L. and Pinter, P.J. (1993) Remote Sensing for Crop Protection. *Crop Protection*, **12**, 403-413. [http://dx.doi.org/10.1016/0261-2194\(93\)90001-Y](http://dx.doi.org/10.1016/0261-2194(93)90001-Y)
- [14] Moran, M.S., Inoue, Y. and Barnes, E.M. (1997) Opportunities and Limitations for Image Based Remote Sensing in Precision Crop Management. *Remote Sensing of Environment*, **61**, 319-346.
- [15] Khavanin Zadeh, A.R., Veroustraete, F., Wuyts, K., Kardel, F. and Samson, R. (2012) Dorsi-Ventral Leaf Reflectance Properties of *Carpinus betulus* L.: An Indicator of Urban Habitat Quality. *Environmental Pollution*, **162**, 332-337. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.11.019>
- [16] Khavanin Zadeh, A.R., Veroustraete, F., Buytaert, J.A.N., Dirckx, J. and Samson, R. (2013) Assessing Urban Habitat Quality Using Spectral Characteristics of *Tilia* Leaves. *Environmental Pollution*, **178**, 7-14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.021>
- [17] Dineva, S.B. (2006) Development of the Leaf Blades of *Acer platanoides* in Industrially Contaminated Environment. *Dendrobiology*, **55**, 25-32.
- [18] Carter, G.A. (1993) Responses of Leaf Spectral Reflectance to Plant Stress. *American Journal of Botany*, **80**, 239-243. <http://dx.doi.org/10.2307/2445346>
- [19] Wang, H., Shi, H., Li, Y., Yu, Y. and Zhang, J. (2013) Seasonal Variations in Leaf Capturing of Particulate Matter, Surface Wettability and Micromorphology in Urban Tree Species. *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, **7**, 579-588. <http://dx.doi.org/10.1007/s11783-013-0524-1>
- [20] Barnes, J.D., Davison, A.W. and Booth, T.A. (1988) Ozone Accelerates Structural Degradation of Epicuticular Wax on Norway Spruce Needles. *New Phytologist*, **110**, 309-318. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-8137.1988.tb00267.x>
- [21] Arriaga, M.O., Stampacchio, M.L., FernándezPepi, M.G., Perelman, P. and Faggi, A.M. (2014) Use of Epidermal Characters as Bioindicators of Environmental Pollution. *Multequina*, **23**, 41-53.
- [22] Gitelson, A.A. and Merzlyak, M.N. (1998) Remote Sensing of Chlorophyll Concentration in Higher Plant Leaves. *Advances in Space Research*, **22**, 689-692. [http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1177\(97\)01133-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1177(97)01133-2)

- [23] Sims, D.A. and Gamon, J.A. (2002) Relationships between Leaf Pigment Content and Spectral Reflectance across a Wide Range of Species, Leaf Structures and Developmental Stages. *Remote Sensing of Environment*, **81**, 337-354. [http://dx.doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00010-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00010-X)
- [24] Campbell, P.K.E., Middleton, E.M., McMurtrey, J.E., Corp, L.A. and Chappelle, E.W. (2007) Assessment of Vegetation Stress Using Reflectance or Fluorescence Measurements. *Journal of Environmental Quality*, **36**, 832-845. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2005.0396>
- [25] Shigeto, K. and Nakatani, M. (1998) An Algorithm for Estimating Chlorophyll Content in Leaves Using a Video Camera. *Annals of Botany*, **81**, 49-54. <http://dx.doi.org/10.1006/anbo.1997.0544>
- [26] Klimko, M. and Truchan, M. (2006) Morphological Variability of the Leaf Epidermis in Selected Taxa of the Genus *Ficus* L. (Moraceae) and Its Taxonomic Implications. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, **75**, 309-324. <http://dx.doi.org/10.5586/asbp.2006.038>
- [27] Holmes, M.G. and Keiller, D.R. (2002) Effects of Pubescence and Waxes on the Reflectance of Leaves in the Ultraviolet and Photosynthetic Wavebands: A Comparison of a Range of Species. *Plant, Cell and Environment*, **25**, 85-93. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-3040.2002.00779.x>
- [28] Taylor, O.C., Tompson, C.R., Tingey, D.T. and Reinert, R.A. (1975) Oxides of Nitrogen. In: Mudd, J.B. and Kozlowski, A., Eds., *Responses of Plants to Air Pollution*, Academic Press, University of California, 121-139. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-509450-4.50011-2>
- [29] Tra Bi, Z.F., Angaman, D.M., Barima, Y.S.S. and Dongui, B.K. (2015) Evaluation of Air Pollution Tolerance Indices of Four Ornamental Plants Arranged along Roadsides in Abidjan (Côte d'Ivoire). *International Journal of Environmental Monitoring and Analysis*, **3**, 22-27. <http://dx.doi.org/10.11648/j.ijema.20150301.14>
- [30] Singh, R.D. and Gopalaswamy, N. (1991) Effect of Geometry and Levels of Nitrogen and Phosphorus on the Productivity of Soyabean (*Glycine max*). *Indian Journal of Agronomy*, **36**, 545-548.
- [31] Brakke, T.W., Wergin, W.P., Erbe, E.E. and Harnden, J.M. (1993) Seasonal Variation in the Structure and Red Reflectance of Leaves from Yellow Poplar, Red Oak, and Red Maple. *Remote Sensing of Environment*, **43**, 115-130. [http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257\(93\)90001-E](http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257(93)90001-E)
- [32] Neubert, A., Kley, D., Wildt, J., Segschneider, H.J. and Forstel, H. (1993) Uptake of NO, NO₂ and O₃ by Sunflower (*Helianthus annuus* L.) and Tobacco Plants (*Nicotiana tabacum* L.): Dependence on Stomatal Conductivity. *Atmospheric Environment*, **27**, 2137-2145. [http://dx.doi.org/10.1016/0960-1686\(93\)90043-X](http://dx.doi.org/10.1016/0960-1686(93)90043-X)
- [33] Koffi, N.A., Barima, Y.S.S., Angaman, D.M. and Dongui, B.K. (2014) Les Caractéristiques des Stomates des Feuilles de *Ficus benjamina* L. Comme Bioindicateurs Potentiels de la Qualité de l'Air Dans la Ville d'Abidjan (Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, **78**, 6675-6684. <http://dx.doi.org/10.4314/jab.v78i1.12>
- [34] Carreras, H.A., Canas, M.S. and Pignata, M.L. (1996) Differences in Responses to Urban Air Pollutants by *Ligustrum lucidum* Ait and *Ligustrum lucidum* Ait f. *Tricolor* (Rehd.) Rehd. *Environmental Pollution*, **93**, 211-218. [http://dx.doi.org/10.1016/0269-7491\(96\)00014-0](http://dx.doi.org/10.1016/0269-7491(96)00014-0)
- [35] Pignata, M.L., Gudino, G.L., Caneas, M.S. and Orellana, L. (1999) Relationship between Foliar Chemical Parameters Measured in *Melia azedarach* L. and Environmental Conditions in Urban Areas. *Science of the Total Environment*, **244**, 85-96. [http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00362-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00362-9)
- [36] Evans, L., Kirstene, A. and Jennings, N. (1996) Relationship between Anatomical Characteristics and Ozone Sensitivity of Leaves of Several Herbaceous Dicotyledonous Plant Species at Great Smoky Mountains National Park. *Environmental and Experimental Botany*, **36**, 413-420. [http://dx.doi.org/10.1016/S0098-8472\(96\)01027-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0098-8472(96)01027-1)
- [37] Gratani, L., Crescente, M.F. and Petrucci, C. (2000) Relationship between Leaf Life-Span and Photosynthetic Activity of *Quercus ilex* Polluted Urban Areas (Rome). *Environmental Pollution*, **110**, 19-28. [http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00285-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00285-7)
- [38] Gravano, E., Giulietti, V., Desotgiu, R., Bussotti, F., Grossoni, P., Gerosa, G. and Tani, C. (2003) Foliar Response of an *Ailanthus altissima* Clone in Two Sites with Different Levels of Ozone-Pollution. *Environmental Pollution*, **121**, 137-146. [http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00180-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00180-X)
- [39] Johnson, D.M., Smith, W.K., Vogelmann, T.C. and Brodersen, C.R. (2005) Leaf Architecture and Direction of Incident Light Influence Mesophyll Fluorescence Profiles. *American Journal of Botany*, **92**, 1425-1431. <http://dx.doi.org/10.3732/ajb.92.9.1425>
- [40] Urbat, M., Lehdorff, E. and Schwark, L. (2004) Biomonitoring of Air Quality in the Cologne Conurbation Using Pine Needles as a Passive Sampler-Part I: Magnetic Properties. *Atmospheric Environment*, **38**, 3781-3792. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.03.061>
- [41] Lehdorff, E., Urbat, M. and Schwark, L. (2006) Accumulation Histories of Magnetic Particles on Pine Needles as Function of Air Quality. *Atmospheric Environment*, **40**, 7082-7096. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.06.008>

Publication 2

International Journal of Environmental Monitoring and Analysis

2015; 3(1): 22-27

Published online January 30, 2015 (<http://www.sciencepublishinggroup.com/ijema>)

doi: 10.11648/j.ijema.20150301.14

ISSN: 2328-7659 (Print); ISSN: 2328-7667 (Online)



Evaluation of air pollution tolerance indices of four ornamental plants arranged along roadsides in Abidjan (Côte d'Ivoire)

Zamblé Fidèle Tra Bi¹, Djédoux Maxime Angaman^{2, *}, Yao Sadaïou Sabas Barima³,
Bini Kouamé Dongui³

¹UFR Sciences et Gestion de l'Environnement, Université Nangui Abrogoua, Abidjan, Côte d'Ivoire²UFR Agroforesterie, Université Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire³UFR Environnement, Université Jean Lorougnon Guédé, Daloa, Côte d'Ivoire**Email address:**

angamanmaxime@yahoo.fr (D. M. Angaman)

To cite this article:

Zamblé Fidèle Tra Bi, Djédoux Maxime Angaman, Yao Sadaïou Sabas Barima, Bini Kouamé Dongui. Evaluation of Air Pollution Tolerance Indices of Four Ornamental Plants Arranged Along Roadsides in Abidjan (Côte d'Ivoire). *International Journal of Environmental Monitoring and Analysis*. Vol. 3, No. 1, 2015, pp. 22-27. doi: 10.11648/j.ijema.20150301.14

Abstract: The development of urbanization and industrialization contributes to ambient air pollution of the city of Abidjan. Air pollution can affect plants morphology and physiology. Plants can absorb gaseous and particulates pollutants through leaves, they tend to show some symptoms according to their level of sensitivity after exposure to the air pollution. In order to evaluate the susceptibility level of plants to air pollutants, four biochemical and physiological parameters, namely; ascorbic acid, chlorophyll, relative water content and leaf extract pH were determined and computed together in a formulation of air pollution tolerance indices (APTI) of *Ficus benjamina*, *Jatropha integerrima*, *Cassia surattensis* and *Barleria prionitis* arranged along main roads (MR) as well as in parks (P) as control in Abidjan. APTI values for overall species are ranged between 9.78 to 17.15 in P and from 9.76 to 16.91 in MR. The highest APTI is observed in *Ficus benjamina* and lowest in *Cassia surattensis*. *Ficus benjamina* was categorized as intermediate tolerant specie; and *Jatropha integerrima*, *Barleria prionitis* were categorized as intermediate sensitive species contrary to *Cassia surattensis* which was sensitive specie. Thus, tropical urban air quality evaluation is possible by using plants APTI.

Keywords: Air Pollution, Air Pollution Tolerance Index, Main Roads, Côte d'Ivoire

1. Introduction

The rapid urbanization and growing industrialization in the world during the last decades led to increasing levels of air pollution [1] dwindling urban air quality [2].

Plants play an important role in monitoring and maintaining the ecological balance by their involvement in the cycling of nutrients and gases like carbon dioxide and oxygen [3]. However, air pollutants like gases and particulate matters cause environmental stress in plants which can change their leaf structure and physiology [4,5,6]. Air pollutants can alter the leaf epidermis [7] and affect stomatal conductance [8].

The physiological and biochemical responses of plants to air pollution can be understood by analyzing the factors determining resistance and susceptibility [9]. Plants

sensitivity and tolerance to air pollutants varie with change in leaf extract pH, relative water content, ascorbic acid content and total chlorophyll content [10]. Ascorbate was known as an antioxidant molecule able to detoxify air pollutants [11] and it is also able to control cell expansion and cell division [12,13]. Chlorophyll is essential for the vital process of photosynthesis in green plants. Changes in leaf chlorophyll can serve as relative indicators of environmental quality [14]. The importance of pH in mediating physiological responses to stress was another reason in including it in air pollution tolerance index component [15].

Single parameter may not provide a clear explanation of the pollution-induced changes, [16] used these four parameters for identifying tolerance levels of plant species

like *Artocarpus sp.*, *Eucalyptus sp.*, *Citrus lemon*, *Azadirachta indica*, *Rosa indica*, *Aegle marmelos* and *Mangifera indica*. To the term of their works *Mangifera indica* showed a tolerance to air pollution while *Artocarpus sp* was identified as a sensitive specie. Sensitive plant species are suggested as bio-indicators [17].

Based on plant susceptibility in atmospheric pollution context, this study is based on the hypothesis according to which the physiological and biochemical parameters of the leaves of *Ficus benjamina*, *Jatropha integerrima*, *Cassia surattensis* and *Barleria prionitis* can be used for biomonitoring of air quality. To test this hypothesis, this study has for objective to determine tolerance or sensitivity of four plants species quoted above in urban habitats with a contrasting environmental quality. We will oppose main roads with high traffic activity (considered like polluted sites) to the parks (considered like less polluted sites). This typical classification has already been achieved by [2,1].

2. Materials and Methods

2.1. Study Area

The city of Abidjan – the economic capital of Ivory Coast – was selected as study. Abidjan is situated on the south-east of the country in the Gulf of Guinea (5°00' - 5°30' N, 3°50' - 4°10' W). The city has a tropical climate with a long rainy season from May through July, a small rainy season (September-November) and two dry seasons in between.

The city has main industries of the Ivory Coast and an automobile park constituted in majority of secondhand vehicles. Its firms are specialized in various domains of which the oil products and its derivatives, textile and the agroalimentary. Traffic density and industrial smokestacks could be potential sources of pollution.

The city of Abidjan also contains several parks of which a national park, a botanical garden and a floristic center. In these green areas, the human influence is relatively weak and activities of pollution are most controlled relatively to the industrial areas and road traffic.

2.2. Preparation of Experimental Plant Samples

We used four plant species which were usually used as ornamental and roadside plants, *Ficus benjamina*, *Jatropha integerrima*, *Cassia surattensis* and *Barleria prionitis*. All tree species were obtained and grown in a garden of the city. All plants were grown in 30 cm diameter, 27 cm height plastic pots. The Medium was a mixture of compost and soil. The plants were grown for three months until reaching 140-180 cm.

2.3. Experimental Set Up

The experimental pots were placed in the vicinity of main roads (4 sites) of Abidjan highways and in parks (2 sites) during three months. Within main roads the pots were arranged in three rows separated about two meters between the rows. Each row was consisted of height pots (four pots in

two replicates). The distance between two pots was 1 m and between two replicates in the same rows was 1 m.

2.4. Leaf Sampling

The mature leave samples were collected in July 2013 at the end of the long rainy season during 2 days. Samples were collected in early morning and brought to laboratory in polythene bag kept in the liquid nitrogen box. In the laboratory, samples were preserved in a refrigerator for further biochemical analyses. The leaves were carried out from a height of 1 to 2 m from the ground level.

2.5. Relative Water Content (RWC)

With the method as described by [18], leaf relative water content was determined and calculated with the formula:

$$RWC = [(FW - DW) / (TW - DW)] \times 100 \quad (1)$$

FW = fresh weight,

DW = dry weight and

TW = turgid weight.

Fresh weight was obtained by weighing fresh leaves. The leaves were then immersed in water overnight, blotted dry and weighed to get turgid weight. Now the leaves were dried in an oven at 70°C and reweighed to obtain dry weight.

2.6. Total Chlorophyll Content (TCH)

This was done according to the method described by [19]. 3 g of fresh leaves were blended and then extracted with 10 ml of 80% acetone and left for 15 min. The liquid portion was decanted into another tube and centrifuged at 2500 rpm for 3 min. The supernatant was then collected and the absorbance was then taken at 646.6 nm and 663.6 nm using a spectrophotometer. Calculations were made using the formula below:

$$\text{Chlorophyll a (mg/g)} = 12.25 (A_{663.6}) - 2.55 (A_{646.6})$$

$$\text{Chlorophyll b (mg/g)} = 20.31 (A_{646.6}) - 4.91 (A_{663.6})$$

$$TCH (mg/g) = 17.76 (A_{646.6}) + 7.34 (A_{663.6}) \quad (2)$$

2.7. Ascorbic Acid Content (AA)

Ascorbic acid content of the samples were determined by using titrimetric method described by [20]. 5 g of the sample was weighed into an extraction tube and 100 ml of EDTA/TCA (2:1, v/v) were added. The homogenate was shaken during 30 min and centrifuged at 3000 rpm for 20 min. The supernatant was transferred into a flask and 20 ml was pipetted into a volumetric flask and 1% starch indicator was added and titrated with 20% CuSO₄.

2.8. Leaf Extract pH

For pH estimation 5g of the fresh leaves was homogenized in 10 ml deionised water. The extract was

filtered and the pH was determined after calibrating pH meter with buffer solution of pH 4 and pH 9 [21].

2.9. Air Pollution Tolerance Index (APTI) Determination

The air pollution tolerance indices were determined following the method of [22]. The formula of APTI is given as

$$\text{APTI} = [A(T+P)+R]/10 \quad (3)$$

A = Ascorbic acid content (mg/g),

T = total chlorophyll content (mg/g),

P = pH of leaf extract and

R = relative water content of leaf (%).

On the basis of APTI values, plants were categorized into three groups [22].

i) Sensitive species: APTI <10 ; ii) Intermediate species: APTI among 10-16 ; iii) Tolerant species: APTI >17

2.10. Statistical Analysis

We used STATISTICA 7.1 software, to make correlation between biochemical parameters and also with APTI values, and find linear regression.

3. Results and Discussion

Table 1. Means of relative water content (RWC), leaf extract pH, total chlorophyll (TCH) and acid ascorbic (AA) of four plant species in two land uses

Land use classes	<i>Barleria prionitis</i>		<i>Cassia surattensis</i>		<i>Jatropha integerrima</i>		<i>Ficus benjamina</i>	
	P (control)	MR	P (control)	MR	P (control)	MR	P (control)	MR
RWC (%)	70	77.9	63.61	66.99	77.65	70.2	90	80.09
pH	8.05	7.37	5.49	5.33	7.21	6.52	7.79	7.53
TCH (mg/g)	1.03	0.67	1.61	0.8	1.07	1.04	1.47	0.91
AA (mg/g)	4.8	6.4	5	4.8	6.8	8.33	8.8	10.56

The air pollution tolerance indices (APTI) were determined for 4 plant species (*Ficus benjamina*, *Jatropha integerrima*, *Cassia surattensis* and *Barleria prionitis*) in 2 land use classes (parks and main roads). All biochemical parameters analyzed for the APTI played an important role to determine species tolerance or sensitivity to the atmospheric stress.

According to table 1, the average leaf relative water content (RWC) varied from 63.61 % to 90 % in P and from 66.99 % to 80.09 % in main roads (MR). In polluted sites (MR), the RWC values were the highest in *F. benjamina* and the lowest in *C. surattensis*. Reduction in relative water content of plant species is due to impact of pollutants on transpiration rate in leaves [23]. It has been reported that air pollutants increase cell permeability [24], which cause loss of water and dissolved nutrients, resulting in early senescence of leaves [25]. According to [26], RWC ranged between 58 % to 73 % in intermediately tolerant species and 51.3 % to 84 % in sensitive plant species.

The pH of leaf extract, oscillated between 5.33 (*C. surattensis*) to 7.53 (*F. benjamina*) at polluted sites and from 5.49 (*C. surattensis*) to 8.05 (*B. prionitis*) in less polluted sites (P). Thus [27], reported that in the presence of an acidic pollutant, the leaf pH is lowered and the decline is greater in sensitive than that in tolerant plant. High pH may increase the efficiency of conversion from hexose sugar to ascorbic acid, a natural antioxidant [3]. The pH ranged between 4.4 and 8.8 lies in both intermediately tolerant and sensitive plant species [26].

Total chlorophyll content ranged from 0.8 mg/g (*C. surattensis*) to 1.04 mg/g (*J. integerrima*) in MR and from 1.03 mg/g (*B. prionitis*) to 1.61 mg/g (*C. surattensis*) in P. A study conducted by [28] suggested that the chlorophyll level in plants decreases under pollution stress. According to [26],

the plants having Chlorophyll content between 4 to 16 mg/g are categorized as intermediately tolerant plant species.

Ascorbic acid content of species varied between 4.8 to 10.56 mg/g in MR and between 4.8 to 8.8 mg/g in P. Ascorbic acid content in polluted area is highest in *F. benjamina* and lowest in *B. prionitis*.

A great correlation between ascorbic acid content and resistance to pollution exist in plants [32]. Resistant plants contain high amount of ascorbic acid, while sensitive plants possess a low level.

The ascorbic acid is natural detoxicant, which may prevent the damaging effect of air pollutants in plant tissues [29] and high amount of this substance favors pollution tolerance in plants [30,31]. Level of this acid declines on pollutant exposure [30]. The ascorbic acid content ranged between 7.52 to 11.05 mg/g in intermediately tolerant species and 1.61 to 8.23 mg/g among the sensitive plant species [26].

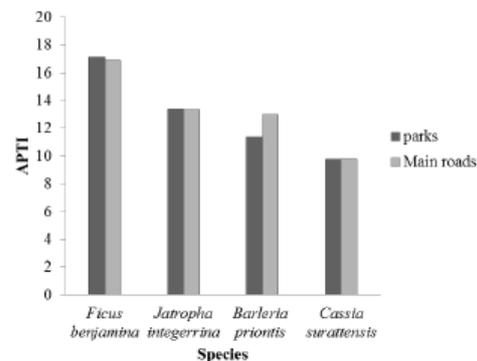


Figure 1. Comparison of air pollution tolerance Index (APTI) of four plants in land use classes.

The APTI values (Fig.1) obtained for different plants ranges from 9.76 to 17.15 at Polluted sites and oscillate from 9.78 to 16.91 in unpolluted sites. Air pollution tolerance index values were found to be greater in *Ficus benjamina* and least in *Cassia surattensis*.

The correlation matrix given in table 2 shows the association of the four biochemical parameters among themselves and also with the dependent parameter APTI whereas the figure 2 shows the linear regression plots individual variables with APTI. It is observed that a high positive correlation exists between APTI and relative water

content ($r = 0.81 ; p < 0.05$) as well as ascorbic acid content ($r = 0.92 ; p < 0.01$).

Correlations between APTI and pH ($r = 0.67 ; p > 0.05$) as total chlorophyll content ($r = 0.35 ; p > 0.05$) were not significant. Strong correlation ($r = 0.79 ; p < 0.05$) is observed between relative water content and ascorbic acid content contrary to other parameters. The results show that the ascorbic acid content and the relative water content are the most significant and determinant factors of the leaves to the tolerance of the different species.

Table 2. Correlation matrix of biochemical variables and APTI of analyzed samples

	RWC	Chlorophyll	pH	Ascorbic acid	APTI
RWC	1	-0.33	0.51	0.79*	0.81*
Chlorophyll		1	-0.64	-0.33	0.35
pH			1	0.43	0.67
Ascorbic acid				1	0.92**
APTI					1

*: Significantly different at $p < 0.05$. **: Significantly different at $p < 0.01$.

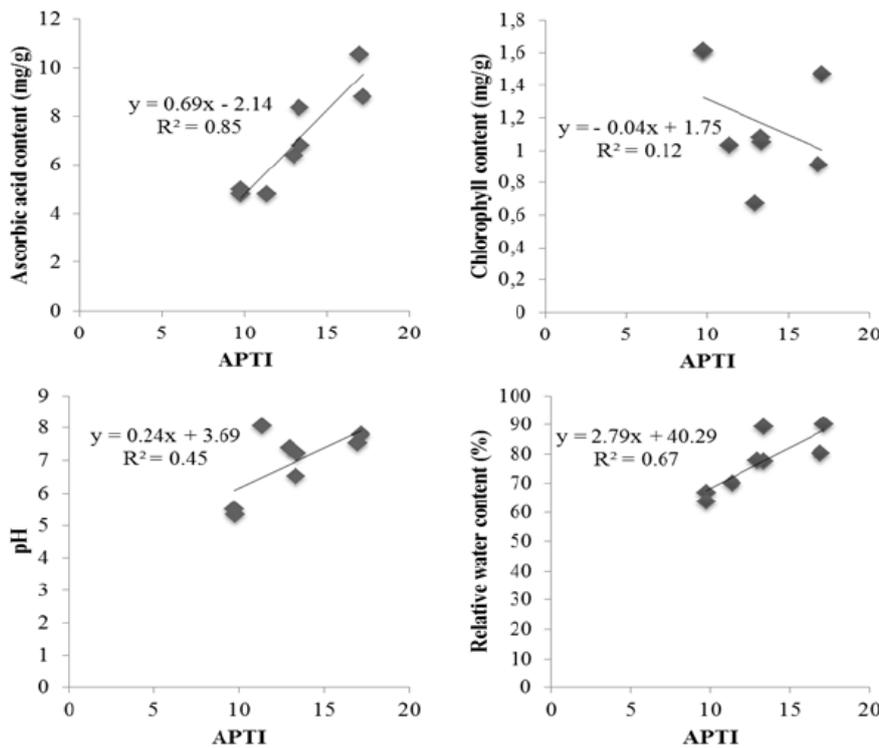


Figure 2. Correlation between biochemical parameters(ascorbic acid, chlorophyll, pH, relative water content) and APTI

4. Conclusions

The present study allowed to estimate air quality of the city of Abidjan from biochemical parameters (chlorophyll, ascorbic acid, pH and relative content in water) measured in four plant species. All parameters allowed to assess plants

physiology response to atmospheric pollution. Their combination permitted to determine the APTI of the different plants studied and reveal the intermediate tolerance of *Ficus benjamina*, the intermediate sensitivity of *Jatropha integerrima* and *Barleria prionitis* and the sensitivity of *Cassia surattensis* to atmospheric pollution. Besides the positive correlation between ascorbic acid content, relative

water content and APTI proved to be significant showing their importance in plants in stress environment.

This study showed that it is possible to achieve a bioindication of air quality from biochemical parameters of leaves in African tropical environment.

Acknowledgements

This work was supported by grants of International Foundation for Science (IFS) and Ivorian institution "Programme d'Appui Stratégique à la Recherche Scientifique" (PASRES) to the second author. The third author is a beneficiary of a mobility grant from the Belgian Federal Science Policy Office (BELSPO) co-funded by the Marie Curie Actions from the European Commission. We also thank the city council of "District Autonome d'Abidjan" for their assistance in achieving field data.

References

- [1] F. Kardel, K. Wuyts, M. Babanezhad, U. W. A. Vitharana, T. Wuytack, G. Potters and R. Samson, "Assessing urban habitat quality based on specific leaf area and stomatal characteristics of *Plantago lanceolata* L". *Environmental Pollution*, 2010, v. 158, p.788-794.
- [2] B. L. W. K. Balasooriya, R. Samson, F. Mbikwa, W.A.U. Vitharana, P. Boeckx and M. Van Meirvenne, "Bio-monitoring of urban habitat quality by anatomical and chemical leaf characteristics". *Environmental and Experimental Botany*, 2009, v. 65, p. 386-394.
- [3] F.J. Escobedo, J.E. Wagner and D.J. Nowak, "Analyzing the cost effectiveness of Santiago, Chile's policy of using urban forests to improve air quality". 2008, *Journal of Environmental Management*, v. 86, p. 148-157.
- [4] M. Rajput and M. Agrawal, "Bio-monitoring of air pollution in a seasonally dry tropical suburban area using wheat transplants". *Environmental Monitoring and Assessment*, 2005, v. 101, p. 39-53.
- [5] G. Klump, C. M. Furlan and M. Domingos, "Response of stress indicators and growth parameters of *tibouchina pulchra* logn. Exposed to air and soil pollution near the industrial complex of cubatao, Brazil". *Sci. Total Environ*, 2000, v. 246, p. 79-91.
- [6] Y. S. S. Barima, D. M. Angaman, K. P. N'Gouran, N.A. Koffi, F. Kardel, C. De Cannière and R. Samson, "Assessing atmospheric particulate matter distribution based on saturation isothermal remanent magnetization of herbaceous and tree leaves in a tropical urban environment". *Science of the Total Environment*, 2014, v. 471, p. 975-982.
- [7] I. Gostin, "Air pollution effects on the leaf structure of some Fabaceae Species". *Not. Bot. Hort. Agrobot. Cluj*, 2009, v. 37 (2), p. 57-63.
- [8] A. Verma and S. Singh, "Biochemical and ultrastructural changes in plant foliage exposed to auto-pollution". *Environmental Monitoring and Assessment*, 2006, v. 120, p. 585-602.
- [9] S.M. Seyyednejad, K. Majdian, H. Koochak and Nikneland, "Air pollution Tolerance Indices of some plants around Industrial Zone in South of Iran". *Asian Journal of Biological Sciences*, 2011, v. 4 (3), p. 300-305.
- [10] A. Chouhan, S. Iqbal, R.S. Maheswari, A. Bafna, "Study air pollution index of plants growing in Pithampur Industrial area sector 1, 2 and 3". *Res. J.Recent. sci*, 2012, v. 1 172-177.
- [11] N. Smirnoff, "The function and metabolism ascorbic acid plants". *Ann Bot*, 1996, v. 78, p. 661-669.
- [12] F. A. Loewus, "Biosynthesis and metabolism of ascorbic acid in plants and an analogs of ascorbic acid in fungi". *Phytochemistry*, 1999, v. 52, p. 193-210.
- [13] Conklin, "Identification of ascorbic acid-deficient *Arabidopsis thaliana* mutants". *Genetics*, 2000, v. 154 847-856.
- [14] G.A. Carter and A.K. Knapp, "Leaf optical properties of higher plants: linking spectral characteristics to stress chlorophyll concentration". *Am J Bot*, 2001, v. 88 677-684.
- [15] W. Hartung, J. W. Radin and D.L. Hendrix, "Abscisic acid movement into the apoplastic solution of water stressed cotton leaves". *Plant Physiol*, 1988, v. 86, p. 908-913.
- [16] K. Mohammed, K. Rashmi and W.R. Pramod, "Studies on air pollution tolerance of selected plants in Allahabad, India". *E3. J. Environ. Res. Manage*, 2011, v. 2 (3), p. 42
- [17] K.S. Arun, "India's urban growth and environmental concern". *J. Environ. Res. Develop*, 2008, v. 1 (1), p. 73-82.
- [18] Y.J. Lui and H. Ding, "Variation in air pollution tolerance index of plants near a steel factory, Implication for land-use and plants species selection for industrial areas". *WSEAS Trans. On Environ. and Develop*, 2008, v. 4, p. 24-32.
- [19] R.J. Porra, "The chequered history of the development and use of simultaneous equations for the accurate determination of chlorophylls a and b". *Photosynth Res*, 2002, v. 7: 149-156.
- [20] M.Z. Barakat, S.K. Shehab, N. Darwish and E.I. Zaher, "Ascorbic Acid from plants". *Anal. Biochem*, 1973, v. 5 225-245.
- [21] P.O. Agbaire, "Air Pollution Tolerance Indices (APTI) of some plants around Erhoike-Kokori oil exploration in Ibadan State, Nigeria". *J. Applied Sci. Environ.Manage*, 2009, v. (6), p. 366- 368.
- [22] S.K. Singh and Rao D.N, "Evaluation of plants for their tolerance to air pollution. In : proceed symposium on Air pollution control, Indian association for Air pollution control, New Delhi, India, 1983, V. 1 218-224.
- [23] A. Swami, D. Bhatt and P.C. Joshi, "Effects of auto-pollution on sal (*Shorea robusta*) and rohini (*Mallotus philippinensis*) at Asarori, Dehradun". *Himalayan Journal of Environment and Zoology*, 2004, v. 18 (1), p. 57-61.
- [24] T. Keller, "The electrical conductivity of Norway spruce needle diffusate as affected by air pollutants". *Tree Physiol* 1986, v. 1, p. 85-94.

- [25] G. Masuch, H. Kicinski, A. Kettrup and K.S. Boss, "Single and combined effects of continuous and discontinuous O₃ and SO₂ emission on Norway spruce needle: Histochemical and cytological changes". *Intl. J. Env. Anal. Chem.*, 1988, v. 32, p. 213-241.
- [26] P.S. Lakshmi, K.L. Sravanti and N. Srinivas, "Air pollution tolerance index of various plant species growing in industrial areas". *The Ecoscan*, 2008, v. 2 (2), p. 203-206.
- [27] F. Scholz and S. Reck, "Effects of acids on forest trees as measured by titration *in vitro*, inheritance of buffering capacity in *Picea abies*". *Water, Air and Soil Pollut.*, 1977, v. 8, p. 41-45.
- [28] D.J. Speeding and W.J. Thomas, "Effect of sulphur dioxide on the metabolism of glycollic acid by barley (*Hordeum vulgare*) leaves". *Aust. J. Biol. Sci.*, 1973, v. 6, p. 281-286.
- [29] S.K. Singh, D.N. Rao, M. Agrawal, J. Pandey and D. Narayan, "Air pollution tolerance index of plant". *J Environ Mgmt.*, 1991, v. 32, p. 45-55.
- [30] T. Keller and H. Schwager, "Air pollution and ascorbic acid". *Eur. J. Forestry Pathol.*, 1977, v. 7, p. 338-350.
- [31] E.H. Lee, J.A. Jersey, C. Gifford and J. Bennett, "Differential ozone tolerance in soybean and snapbeans: analysis of ascorbic acid in O₃ susceptible and O₃ resistant cultivars by high performance liquid chromatography". *Env. Expl. Bot.*, 1984, v. 24, p. 331-341.
- [32] S.R.K. Varshney and C.K. Varshney, "Effect of SO₂ on ascorbic acid in crop plants". *Env. Pollut.*, 1984, v. 35, p. 285-290.

Résumé

L'air des villes africaines est pollué du fait des activités humaines. Les méthodes du biomonitoring actif basées sur les caractéristiques foliaires s'avèrent efficaces pour évaluer la qualité de l'air urbain. L'objectif de cette étude a été d'évaluer la qualité de l'air à partir de caractéristiques spectrales (réflectance et indice normalisé d'asymétrie dorsiventrals) et biochimiques (teneurs en chlorophylle et en acide ascorbique, teneur relative eau, pH et indice de tolérance à la pollution de l'air), ainsi que de la teneur en métaux lourds (cuivre et plomb) des feuilles de quatre espèces ornementales (*Barleria prionitis* L., *Cassia surattensis* F.Muell., *Ficus benjamina* L. et *Jatropha integerrima* Jacq.). Ces espèces ont été préalablement mises en culture et exposées dans quatre classes d'utilisation du sol du District d'Abidjan : les principaux axes routiers, les zones industrielles, les zones résidentielles et les parcs et jardins. Des prélèvements mensuels de feuilles ont permis de montrer une variation de ces paramètres d'une classe d'utilisation du sol à une autre en fonction de l'espèce. Des modifications morphologiques et physiologiques des feuilles induites par le stress environnemental ont été révélées. Toutefois, l'indice de tolérance à la pollution de l'air a révélé une tolérance intermédiaire de *Ficus benjamina*, *Barleria prionitis* et *Jatropha integerrima*, tandis que *Cassia surattensis* a présenté une plus grande sensibilité à la pollution de l'air. Ces résultats permettent d'envisager une approche opérationnelle pour l'évaluation et le suivi de la qualité de l'environnement urbain à partir d'indices radiométriques et de paramètres biochimiques.

Mots-clés : Biomonitoring actif, Pollution de l'air, Réflectance, Indice de tolérance à la pollution de l'air, Côte d'Ivoire.

Abstract

Air in African cities is polluted and mainly due to human activities. Active biomonitoring methods based on foliar characteristics are effective in assessing urban air quality. The objective of this study is to evaluate air quality from the spectral and biochemical characteristics (chlorophyll and ascorbic acid content, relative water content, pH and air pollution tolerance index) as well as the heavy metal content (copper and lead) of the leaves of four ornamental species (*Barleria prionitis* L., *Cassia surattensis* F.Muell., *Ficus benjamina* L. and *Jatropha integerrima* Jacq.). These plants were previously cultivated and exposed in the different classes of land use of the Autonomous District of Abidjan : the main roads, industrial zones, residential areas and parks. Monthly sampling of the species. The results showed a variation of these parameters from one land use class to another depending on the species. Changes in leaf physiology and structural characteristics induce by environmental stress revealed. However, air pollution tolerance index values revealed *Ficus benjamina*, *Jatropha integerrima* and *Barleria prionitis* as intermediate tolerant species contrary to *Cassia surattensis* which was sensitive specie to air pollution. Thus, tropical urban air quality evaluation is possible by using plants APTI. These results thus make it possible to consider an operational approach for assessing and monitoring the quality of the urban environment using radiometric index and biochemical parameters.

Keywords : Active biomonitoring, Air pollution, Reflectance, Air pollution tolerance index Côte d'Ivoire.