

Detectie en impactbepaling van invasieve plantensoorten op basis van hyperspectrale *remote sensing*.

Veerle HERSENS

Promotor: Prof. Dr. Ir. O. Honnay
KULeuven

Co-promotor: Prof. Dr. Ir. B. Somers
KULeuven

Begeleidster: W. De Keersmaecker
KULeuven

Proefschrift ingediend tot het
Behalen van de graad van
Master of Science in de Biologie

Academiejaar 2013-2014

© Copyright by KU Leuven

Zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van zowel de promotor(en) als de auteur(s) is overnemen, kopiëren, gebruiken of realiseren van deze uitgave of gedeelten ervan verboden. Voor aanvragen tot of informatie i.v.m. het overnemen en/of gebruik en/of realisatie van gedeelten uit deze publicatie, wend u tot de KU Leuven, Faculteit Wetenschappen, Geel Huis, Kasteelpark Arenberg 11 bus 2100, 3001 Leuven (Heverlee), Telefoon +32 16 32 14 01.

Voorafgaande schriftelijke toestemming van de promotor(en) is eveneens vereist voor het aanwenden van de in dit afstudeerwerk beschreven (originele) methoden, producten, schakelingen en programma's voor industrieel of commercieel nut en voor de inzending van deze publicatie ter deelname aan wetenschappelijke prijzen of wedstrijden.

DANKWOORD

Allereerst wil ik graag professor Olivier Honnay en professor Ben Somers bedanken voor de hulp, het aanbieden van informatie en de tijd om samen te zitten om het verloop van de thesis te bekijken. Ik wil hen bovendien bedanken voor het aanreiken van het onderwerp. Ik wou graag een thesis maken aan een onderzoekscentrum buiten de KULeuven om ervaring op te doen. Door de overstap van prof. Somers van het Vlaams Instituut voor Technologisch Onderzoek (VITO) naar de KULeuven belandde ik toch terug in Leuven. Voor elke deur die sluit gaat een andere weer open, en zo ben ik bij Wanda De Keersmaecker terecht gekomen.

Ik wil mijn begeleidster Wanda De Keersmaecker bedanken voor de steun bij het uitvoeren van deze thesis. In het bijzonder wil ik haar bedanken voor de hulp bij de metingen deze zomer in het veld, voor de tijd en het geduld bij het uitleggen van het programma Matlab en voor de raad en verbeteringen bij het schrijven. Graag wil ik ook Kasper van Acker bedanken voor de hulp in het laboratorium bij de verwerking van de bodem- en de bladstalen.

Daarnaast wil ik mijn ouders bedanken voor de ondersteuning en de kansen die ze me gegeven hebben tijdens deze vijf universiteitsjaren. Ik ben ze zeer dankbaar voor het beschikbaar stellen van een auto voor het veldwerk van deze zomer en voor het nalezen van stukken tekst. Mijn moeder wil ik ook nog bedanken voor haar gezelschap aan de Dijle.

Als laatste wil ik mijn vriend Tim Wevers en vrienden Eline Bauweleers, Arne Claes en Jasper Blomme bedanken voor hun steun tijdens het voorbije jaar.

SAMENVATTING

Invasieve plantensoorten kunnen een ernstige impact hebben op de functionering van ecosystemen en vormen een serieuze bedreiging voor de inheemse biodiversiteit. Het detecteren en karteren van invasieve soorten op basis van veldwerk is een zeer tijdrovend proces en het onderzoek is beperkt in frequentie en tot een lokale schaal. Hyperspectrale *remote sensing* is een beloftevolle techniek die de eigenschappen van de vegetatie karakteriseert. De techniek zou mogelijk de kans geven om plantinvasies te bestuderen op grote schaal. Alvorens metingen te maken vanuit vliegtuigen of satellieten kan er uitgetest worden of invasieve soorten gedetecteerd kunnen worden op basis van hyperspectrale *remote sensing* door spectrale metingen te nemen in het veld. Deze studie heeft als doel (i) het karakteriseren van drie invasieve soorten *Impatiens glandulifera*, *Heracleum mantegazzianum* en *Fallopia japonica* langs de Dijle te Mechelen, (ii) na te gaan of deze drie invasieve soorten te detecteren zijn op basis van spectrale eigenschappen en (iii) te achterhalen of de impact van deze invasieve soorten te bepalen is met spectrale data. Er werd aangetoond dat *I. glandulifera* te onderscheiden is van de omliggende vegetatie in het infrarode deel van het spectrum, en *H. mantegazzianum* in het visuele deel. *F. japonica* is moeilijker te onderscheiden. Tot slot is de impact van de invasieve soorten niet gemakkelijk te bepalen. Er zijn meer data nodig om de impact van de invasieve soorten te onderzoeken. In het algemeen kan deze thesis bijdragen tot het onderzoek van de detectie van invasieve soorten. De resultaten bieden informatie die nuttig kan zijn wanneer opgeschaald wordt naar de detectie van invasieve soorten met vliegtuig- of satellietmetingen.

SUMMARY

Invasive species might have a severe impact on the functioning of ecosystems and consequently pose a serious threat to native biodiversity and providing ecosystem services. Regular mapping of the spatial distribution of invasive species is therefore of utmost importance to enhance the management and the eradication of these species. However, the detection and mapping of invasive species based on fieldwork is a very time consuming process, limiting the frequency and spatial scale of the assessment. Hyperspectral airborne or spaceborne *remote sensing* is a promising technique that characterizes the properties of the vegetation. Consequently, it potentially offers the opportunity to study invasions on a large scale. However, prior to airborne or spaceborne based research, it should be tested whether invasive species can be detected with hyperspectral *remote sensing* based on field spectroscopy. This study aims to (i) characterize the occurrence of three invasive species, *Impatiens glandulifera*, *Heracleum mantegazzianum* and *Fallopia japonica* along the Dyle in Malines, Belgium, (ii) examine whether these three invasive species can be detected based on spectral properties and (iii) observe the impact of the invasive species with the spectral data. It is shown that *I. glandulifera* is distinguishable from the surrounding vegetation in the infrared part of the spectrum, and *H. mantegazzianum* in the visual part. The third invasive species, *F. japonica*, is more difficult to distinguish. Finally, the impact of invasive species is not easy to determine. More data are needed to fully explore the impact with hyperspectral *remote sensing*. As such, this thesis may contribute to the research of the detection of invasive species. The results provide information that can be used for the investigation of the invasive species with airborne or spaceborne *remote sensing*.

LIJST VAN FIGUREN

Fig. 1: Overzichtsfiguur van de impact van invasieve plantensoorten.....	3
Fig. 2: Reflectantie spectrum van een blad.....	6
Fig. 3: Overzichtskaart van Vlaanderen, ligging van studiegebied en uitgezette plots.....	14
Fig. 4: Foto van <i>Impatiens glandulifera</i> aan de Dijle.....	15
Fig. 5: Foto van <i>Fallopia japonica</i> aan de Dijle.....	16
Fig. 6: Foto van <i>Heracleum mantegazzianum</i> aan de Dijle.....	17
Fig. 7: Links (a) spectro-radiometer, rechts (b) het nemen van de witreferentie.....	20
Fig. 8: Plot van 2x2 meter, met 8 metingen in de plot.....	21
Fig. 9: Plot-ordinatie van de 44 plots langs de Dijle, voor juli en september.....	26
Fig. 10: Soorten-ordinatie van 58 soorten.....	27
Fig. 11: Plot van de gemiddelde C/N-ratio's van de verschillende soorten.....	29
Fig. 12: Separability index (a-c) en t-test (d-f) van de bladspectra.....	32
Fig. 13: Hiërarchische clusteranalyse op basis van de bladreflectanties.....	33
Fig. 14: Separability index (a-c) en t-test (d-f) van de plantspectra.....	36
Fig. 15: Hiërarchische clusteranalyse op basis van de plantreflectanties.....	37
Fig. 16: De correlatie tussen de bedekkingsgraad en de reflectantie.....	39
Fig. 17: Separability index tussen een verschillende graad van invasie in de plot.....	40
Fig. 18: T-test voor de impactbepaling bij de bladspectra (a) en de plantspectra (b).....	41

LIJST VAN TABELLEN

Tabel 1: De verschillende procentuele schalen voor het schatten van de Vegetatiebedekkingen.....	18
Tabel 2: Overzicht van de verschillende statistische testen die gebruikt werden.....	24
Tabel 3: Lijst van soorten die besproken worden in resultaten en discussie.....	25
Tabel 4: Correlatiecoëfficiënten voor de correlatie tussen NMS assen met bodemvariabelen.....	28
Tabel 5: Correlatiecoëfficiënten voor de correlatie tussen het percentage aan invasieve soorten en de bodemvariabelen.....	28

LIJST VAN AFKORTINGEN

DAISIE: Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe
UV: Ultraviolette straling, deel van het spectrum tussen 10 en 400 nanometer
VIS: Visueel deel van het spectrum, van 350 tot 700 nanometer
NIR: Nabije infrarode deel van het spectrum, van 700 tot 1250 nanometer
SWIR: Short Wavelength Infrared gedeelte van het spectrum, van 1250 tot 2600 nanometer
SMA: Spectral Mixture Analysis
SAM: Spectral Angle Mapping
MNF: Minimum Noise Fraction
NDVI: Normalized Difference Vegetation Index
DEM: Digital Elevation Model

INHOUDSOPGAVE

DANKWOORD	II
SAMENVATTING	III
SUMMARY	IV
LIJST VAN FIGUREN	V
LIJST VAN TABELLEN	VI
LIJST VAN AFKORTINGEN	VI
INHOUDSOPGAVE	VII
1. INLEIDING	1
1.1. Probleemstelling	1
1.2. Hyperspectrale <i>remote sensing</i>	5
1.2.1. Concept.....	5
1.2.2. Hyperspectrale remote sensing op verschillende niveaus.....	7
1.3. Detectie van invasieve plantensoorten	8
1.3.1. Voordelen van hyperspectrale remote sensing voor ecologisch onderzoek	9
1.3.2. Nadelen van hyperspectrale remote sensing voor ecologisch onderzoek	10
1.4. Voorbeelden van hyperspectrale <i>remote sensing</i> voor de observatie van biologische invasies.....	11
1.5. Doelstellingen	13
2. MATERIAAL EN METHODEN	14
2.1. Studiegebied	14
2.2. Studiesoorten.....	15
2.3. Vegetatiebeschrijving en staalnamen.....	18
2.3.1. Vegetatieopnames.....	18
2.3.2. Bodemstalen.....	18
2.3.3. Bladstalen	19
2.4. Hyperspectrale <i>remote sensing</i>	20
2.4.1. Bladmetingen.....	20
2.4.2. Metingen op plant- en plotniveau.....	20
2.5. Data verwerking.....	21
2.5.1. Karakteriseren van de invasieve plantensoorten.....	21
2.5.2. Detectie van de invasieve plantensoorten	22

2.5.3. Impact van de invasieve soorten	23
3. RESULTATEN	25
3.1. Karakteriseren van de invasieve soorten.....	25
3.1.1 Vegetatieopnames.....	25
3.1.2. Bodemvariabelen.....	27
3.1.3. De ligging van de plots op de berm	29
3.1.4. Bladstalen	29
3.2. Detectie van de invasieve soorten.....	30
3.2.1. Bladniveau	30
3.2.2. Plantniveau	34
3.2.3. Plotniveau.....	38
3.3. Impact van de invasieve soorten	41
4. DISCUSSIE	42
4.1. Karakteriseren van de invasieve soorten.....	42
4.2. Detectie van de invasieve soorten.....	44
4.2.1. Bladniveau	44
4.2.2. Plantniveau	45
4.2.3. Plotniveau.....	47
4.3. Impact van de invasieve soorten	48
4.4. Algemene opmerkingen en beperkingen	49
5. CONCLUSIE.....	51
6. REFERENTIES.....	52
7. ADDENDUM.....	62
7.1. Addendum 1: Risicoanalyse	62
7.2. Addendum 2: Spectra van blad en plant	63
7.3. Addendum 3: Gemiddelde reflectantie voor blad- en plantmetingen.....	65
7.4. Addendum 4: Eerste afgeleiden SI-index voor de blad-en plantspectra	66
7.5. Addendum 5: SI-index en t-test voor de plantspectra van september	67
7.6. Addendum 6: Tabel met vegetatie-opnames	68

1. INLEIDING

1.1. Probleemstelling

De flora en fauna van de aarde hebben zich in de loop van miljoenen jaren ontwikkeld. Oceanen, zeeën, bergen, woestijnen en zelfs grote rivieren hebben fysieke barrières gecreëerd die de verplaatsing en verspreiding van soorten van de ene naar de andere plaats niet mogelijk maakten. Dit heeft bijgedragen tot de specifieke evolutie van planten- en dierengemeenschappen die eigen zijn aan hun gebied van voorkomen. Echter, door de invloed van de mens zijn deze barrières langzamerhand opgeheven. Soorten kunnen door onopzettelijk of opzettelijk handelen kilometers weg van hun normale leefgebied gebracht worden. Plantensoorten worden over de continenten heen verspreid, voornamelijk door het invoeren van granen en graangewassen en de invoer van plantensoorten voor tuinen, maar ook via andere wegen zoals de invoer van andere agrarische gewassen, hout, bodem of ertsen (De Bruyn *et al.*, 2007). Ook door het toenemend reisgedrag van de mens of via handelswegen worden veel zaden en soorten onbewust meegevoerd (Weber, 2003). In vele gevallen zijn deze uitheemse soorten slecht aangepast aan hun nieuwe omgeving en sterven ze snel uit. In andere gevallen kunnen ze overleven, reproduceren en zich vestigen. Wanneer deze uitheemse soorten zo succesvol worden dat ze een bedreiging vormen voor de oorspronkelijke biodiversiteit en dat ze hele ecosystemen verstoren, worden ze invasieve uitheemse soorten genoemd.

Het cumulatief aantal uitheemse plantensoorten in Vlaanderen nam sinds 1800 steeds toe en vertoont een exponentiële groei. Het aandeel uitheemse plantensoorten is sinds 1970 verdubbeld van ongeveer 5 % tot bijna 10 % en dit aandeel neemt nog steeds toe (Demolder en Peymen, 2013). Momenteel zijn er ongeveer 900 uitheemse plantensoorten die in de natuur terecht kwamen, waarvan bijna 400 blijvende populaties hebben (De Bruyn *et al.*, 2007). De Europese beleidsstrategie omtrent biodiversiteit meldt dat tegen 2020 invasieve uitheemse soorten en hun introductiemechanismen in kaart moeten worden gebracht, en de prioriteit ervan bepaald moet worden. Zo kunnen prioritaire soorten in de hand gehouden of uitgeroeid worden en hun introductieroutes gecontroleerd worden. De selectie van probleemsoorten gebeurt op basis van de ernst van de impact die de soorten hebben op de structuur en het functioneren van ecosystemen, of die een bedreiging vormen voor inheemse soorten. Bijkomend kunnen deze probleemsoorten ook een negatieve impact hebben op maatschappelijk belangen, zoals volksgezondheid, landbouw en economie (Commissie van de Europese Unie, 2008). In Vlaanderen komen minstens 89 uitheemse plantensoorten voor die op deze lijst staan. Minstens 41 daarvan gedragen zich ook echt invasief (Demolder en Peymen, 2013).

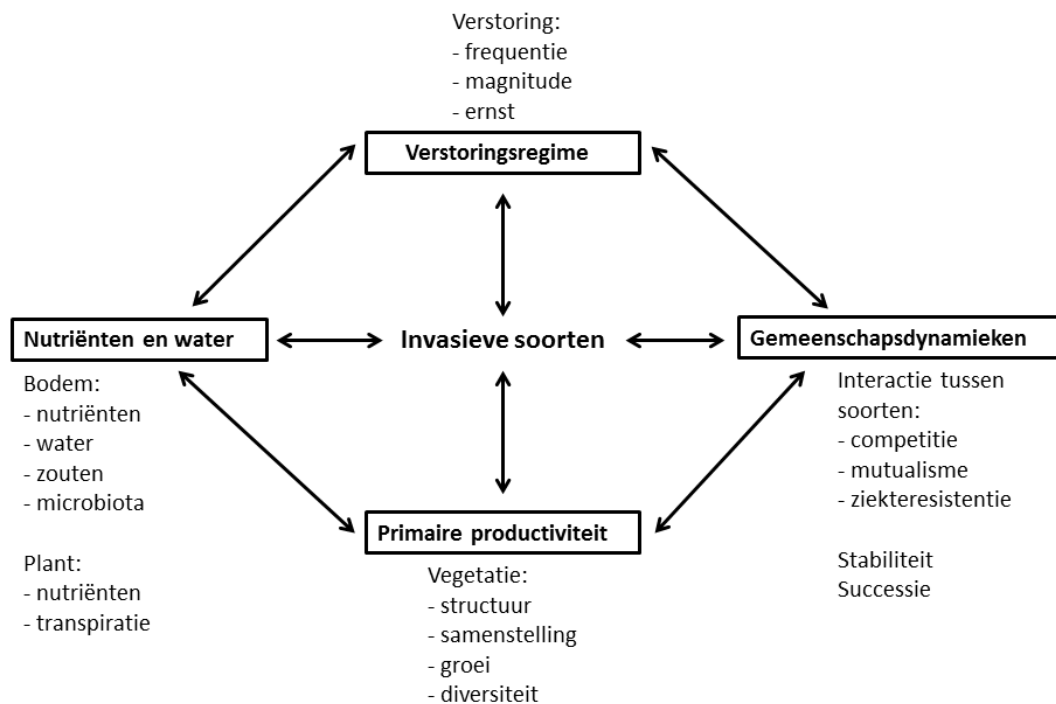
Recente gegevens verstrekt door het 'Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe' (DAISIE) project hebben de ontwikkeling van een Europese beoordeling van de effecten van uitheemse planten en dieren op ecosysteemdiensten vergemakkelijkt (DAISIE-project, 2009). Een totaal van 5789 terrestrische invasieve planten in Europa hebben een gekende ecologische en/of economische impact (Vilà *et al.*, 2010). Deze impact brengt hoge kosten met zich mee. Bovenop de kosten om invasieve soorten onder controle te brengen of uit te roeien, komt de kost van de schade die ze veroorzaken. Geïnvadeerde bossen worden bijvoorbeeld minder rendabel voor de productie van hout, of landbouwers verliezen een deel van hun oogst door invasieve soorten. Ook de esthetische en de functionele waarde van een ecosysteem kan worden aangetast. Wanneer invasieve soorten bijvoorbeeld oevers of wateroppervlakken bedekken is het moeilijker om bepaalde activiteiten uit te oefenen zoals vissen en andere vormen van recreatie. In Vlaanderen kost het beheer van bijvoorbeeld één enkele invasieve waterplant, de grote waternavel (*Hydrocotyle ranunculoides*), jaarlijks 1,5 miljoen euro (AlterIAS, 2013).

Elke invasieve soort heeft eigen specifieke effecten, maar in het algemeen kunnen invasieve soorten een invloed hebben op de biodiversiteit (Powell *et al.*, 2011), hydrologie (Le Maitre, 2004), nutriëntencyclus (Ehrenfeld, 2003), bodemeigenschappen (Ehrenfeld, 2010), brandregimes en -frequenties (Brooks *et al.*, 2004) en vele ondergrondse en bovengrondse trofische interacties (Levine *et al.*, 2003). Als een invasieve plantensoort ecologische en ecosysteemprocessen verandert, kan deze verandering ook de functionering van het hele ecosysteem beïnvloeden (Gutiérrez *et al.*, 2014).

Invasieve soorten kunnen zich zo sterk uitbreiden dat ze inheemse soorten wegconcurreren. Ze kunnen de inheemse biodiversiteit drastisch laten dalen (Pyšek *et al.*, 2012). De daling in de soortenrijkdom hangt af van de interacties van de invasieve soort met de omliggende vegetatie, zoals hun bedekkingsgraad, groeisnelheid, hoogte, competitie voor opname van nutriënten of water, aanleg hebben om dominant te worden of de productie van allelopatische stoffen die de groei van de andere plantensoorten remmen (Powell *et al.*, 2011). Grootschalige effecten van plantinvasies omvat de homogenisering van de plantengemeenschap. De oorspronkelijke inheemse vegetatie wordt onderdrukt door de dominante en sterk competitieve invasieve planten (Schwartz *et al.*, 2006). De effecten van de geïntroduceerde planten op de biodiversiteit zijn niet algemeen. Sommige soorten hebben een ernstig effect op de soortenrijkdom terwijl andere soorten weinig of geen effect hebben (Powell *et al.*, 2011). Hejda *et al.* (2009) vergeleek het verschil in impact op de soortenrijkdom tussen Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*), Reuzenberenklauw (*Heracleum mantegazzianum*), Reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*) en enkele andere invasieve soorten over verschillende regio's in Tsjechië. De grootste impact op de soortensamenstelling werd geregistreerd voor *F. japonica*, terwijl bijvoorbeeld *H. mantegazzianum* een lager effect heeft op de plantendiversiteit, en *I. glandulifera* het kleinste effect vertoonde. Door het reduceren van de soortenrijkdom en de abundantie van

de inheemse planten reduceren invasies ook de diversiteit tussen biologische gemeenschappen op verschillende niveaus. Aangezien de plantengemeenschap verandert, hebben invasieve soorten ook negatieve invloed op de genetische variatie van de inheemse plantenpopulaties door hybridisatie, isolatie-effecten, genetische drift of extincties. Ze verstoren ook de relatie tussen inheemse planten en mycorrhiza of hun pollinatoren voor bestuiving en dispersie van zaden (Traveset en Richardson, 2006 ; Vilà *et al.*, 2010).

Vele invasieve soorten veranderen de snelheid van de nutriëntencyclus. Liao *et al.* (2008) vonden dat plantinvasies de koolstof- en stikstofcyclus kunnen beïnvloeden. De concentratie van stikstof in de planten en het nitraat- en ammoniumconcentratie in de bodem waren respectievelijk 40, 30, 17% hoger in ecosystemen met invasieve soorten dan in ecosystemen zonder invasie. Bijgevolg veroorzaken invasieve soorten een impact op de functionering en diensten van het ecosysteem en daardoor ook op het menselijk welzijn, economie en landbouw (Pyšek *et al.*, 2012). Een overzicht van de belangrijkste effecten die invasieve soorten op plantengemeenschappen en ecosystemen kunnen hebben, wordt weergegeven in Fig.1.



Figuur 1: Effecten van invasieve plantensoorten op de gemeenschap en op ecosysteemprocessen. Invasieve soorten kunnen een invloed hebben op nutriënten en watergehaltes van bodem en planten, op verstoringregimes, op de primaire productiviteit en op gemeenschapsdynamieken zoals het veranderen van interacties tussen soorten of de successie en stabiliteit van de gemeenschap verstoren. De invasieve soort wordt eveneens beïnvloed door de processen die het verandert. (Uit: Lawrence en Walker, 1997)

Het is van zeer groot belang dat deze soorten bestreden worden. Ondanks inspanningen, zoals het maaien, uittrekken, chemisch of biologisch bestrijden van invasieve soorten om ze te controleren en uit te roeien, blijft hun impact toenemen. Het beheer blijkt vaak niet effectief genoeg en kost de overheidsinstanties enorm veel geld. Door het voorkomen van invasieve soorten op te volgen doorheen de tijd kan het invasiefront en het patroon van

verspreiding bepaald worden. Het achterhalen van ruimtelijke patronen laat verdere analyse toe om de habitatvereisten en het expansieproces van de invasieve soort te begrijpen. Door de geografische verspreiding van invasieve soorten te vergelijken met het voorkomen van bedreigde soorten, kan dit helpen om prioritaire gebieden te identificeren voor het uitroeien van invasieve soorten (Lu *et al.*, 2012).

Traditioneel worden invasieve soorten gedetecteerd en gekarteerd met behulp van veldobservaties en vegetatie-opnames (Bios *et al.*, 2011), wat een zeer tijdrovend proces is, en bovendien onderworpen aan observatie *bias*. Er is minder of geen data beschikbaar van moeilijk toegankelijke gebieden of de ruimtelijke schaal van het onderzoek is gelimiteerd tot een lokale schaal. Invasieve soorten verspreiden zich echter over een groot gebied en zouden opgevolgd en beheerd moeten worden op regionale of nationale schaal (Müllerova *et al.*, 2013). Er zijn nieuwe technieken nodig die een snelle en precieze monitoring mogelijk maken.

Niet alleen de kartering van invasieve soorten is een moeilijke opgave, ook de effecten van invasieve soorten waarnemen verloopt via observaties over een lange periode. Wanneer de impact waargenomen wordt zijn gemeenschappen reeds aangetast (Vila *et al.*, 2011). De effecten van invasieve soorten op ecologische processen, zoals nutriëntencyclusen of het lokaal microklimaat, zijn meestal onzeker en ongekend (Huang en Asner, 2009). Het is bijgevolg ook moeilijk om deze gevolgen te vertalen naar het effect op ecosysteemfuncties en -diensten. De grootte van een impact wordt meestal geschat in plaats van kwantitatief gemeten. Daarom is het noodzakelijk een kwantitatieve onderbouwing te vinden voor het meten van de impact (Hulme *et al.*, 2013).

Hyperspectrale *remote sensing* is een veelbelovende techniek die de mogelijkheid biedt om plantinvasies te bestuderen op landschapsschaal. *Remote sensing* beeldopnames, vanuit vliegtuigen of satellieten, laten toe grootschalig en regelmatig gebieden spectraal te karakteriseren (Huang en Asner, 2009). Het hoge spectrale detail waarmee hyperspectrale sensoren meten geeft mogelijkheden tot een onderscheid te maken in subtiele fysiologische en chemische verschillen tussen verschillende plantensoorten. De detectie van plantinvasies met behulp van *remote sensing* is weinig gebruikt bij ecologen. Dit komt waarschijnlijk door het feit dat er relatief weinig interdisciplinaire samenwerking is tussen ecologen en *remote sensing* specialisten (Turner *et al.*, 2003). Het potentieel van hyperspectrale *remote sensing* zou verder getest moeten worden. Dit kan in een eerste fase gebeuren door metingen op de grond te nemen alvorens vliegtuig- of satellietbeelden te maken. Door hyperspectrale metingen in het veld te nemen kan gekeken worden of de invasieve soort specifieke spectrale eigenschappen bezit en of deze eigenschappen behouden blijven wanneer er opgeschaald wordt van metingen ter hoogte van het blad, via de plant, naar de plot. Zo kan de mogelijkheid getest worden of de invasieve soort vanuit het vliegtuig detecteerbaar is met een hyperspectrale sensor.

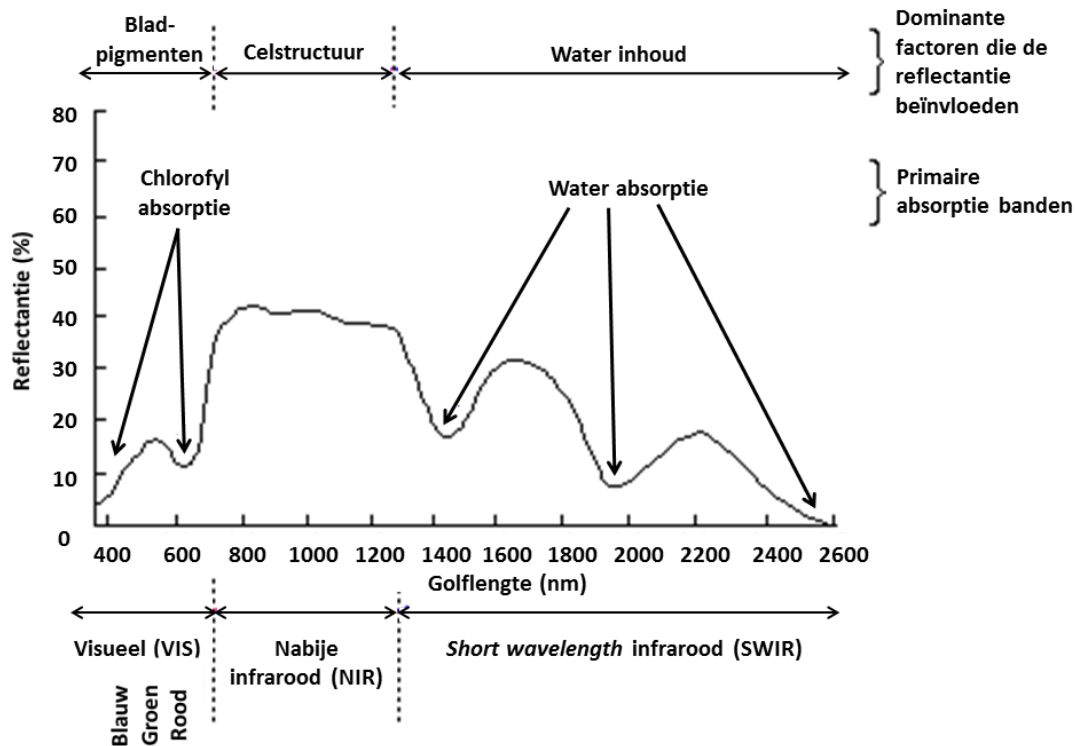
1.2. Hyperspectrale *remote sensing*

1.2.1. Concept

Planten zijn afhankelijk van het licht om hun fotosyntheseprocessen gaande te houden. De elektromagnetische straling van de zon wordt door de bladeren deels gereflecteerd, deels geabsorbeerd, deels doorgelaten of gereflecteerd. De interactie van deze straling met het blad hangt af van verschillende factoren zoals samenstelling van de cuticula, cellulaire structuur, intercellulaire ruimten, cytoplasmatische inclusies, pigmenten, gehalte aan water, eigenschappen van emissievermogen en temperatuur (Jones en Vaughan, 2010).

De techniek waarop hyperspectrale *remote sensing* gebaseerd is, is het meten van de door het blad gereflecteerde elektromagnetische straling. Spectrometers registreren deze gereflecteerde straling en de energie wordt in de spectrometer opgesplitst in vele smalle golflengtebanden door een dispersie-element, een prisma of ander optisch element. Door het incorporeren van honderd of zelfs duizend van deze detectoren kan het gereflecteerde spectrum gemeten worden bij golflengten tussen 350 en 2500 nanometer op basis van 150 tot 300 aangrenzende continue smalle banden met een breedte van 5 tot 10 nanometer. Het onderliggende theoretische concept aangaande de detectie van planten is dat elke plantensoort een unieke moleculaire structuur en samenstelling op bladniveau heeft. De hoeveelheid gereflecteerde straling wordt gekarakteriseerd door plant-specifieke kenmerken zoals bijvoorbeeld biochemische bladcomponenten (chlorofyl, carotenen, water, stikstof, cellulose en lignine) of de structuur van het bladerdek van de plant (Ustin *et al.*, 2004). De hoeveelheid gereflecteerde straling wordt naast door bovenstaande kenmerken ook beïnvloed door de hoeveelheid invallende straling. Een wisselende hoeveelheid invallende straling limiteert de detectie. Voor eenzelfde blad zou het resultaat kunnen verschillen. Hierdoor wordt de reflectantie gemeten in plaats van enkel het gereflecteerde licht. De reflectantie is de ratio van de gereflecteerde stralingsenergie ten opzichte van de invallende straling in functie van de golflengte (Milton *et al.*, 2009). Door de ratio te nemen wordt er gecorrigeerd voor een wisselende invallende zonstraling zodat het vergelijken van spectra van verschillende metingen mogelijk is. Aangezien de bladeren en plantensoorten variëren in de concentratie en structuur van hun biochemische samenstelling, varieert ook de reflectantie. Het is deze variatie in reflectantie-waarden die gebruikt wordt voor het karakteriseren en detecteren van plantensoorten (He *et al.*, 2011).

De reflectantie kan worden uitgezet in functie van de golflengten, om zo een curve te bekomen. Door de specifieke kenmerken van planten heeft het reflectantie spectrum van planten een karakteriserende vorm. In Fig. 2 wordt een typisch bladspectrum getoond, samen met de factoren die het meeste invloed hebben op het reflectantiespectrum van een enkel blad.



Figuur 2: Typische vorm van het reflectantie spectrum van een blad van planten, dat door verschillende componenten wordt beïnvloed (Aangepast vanuit: Hoffer, 1979).

Bij de lagere golflengten van 300 tot 400 nm (Fig. 2) is de reflectantie minder dan 3% en wordt de reflectantie vooral beïnvloed door de oriëntatie en geometrie van het blad en een groep van fenolische verbindingen, namelijk flavonoïden. Deze flavonoïden absorberen de meerderheid van de invallende UV-straling en beschermen zo het blad tegen schade door UV. In het visuele deel (VIS) van het spectrum (van 350 tot 700 nm) zijn de fotosynthetische pigmenten het belangrijkste. In het blauwe deel van het spectrum (450–475 nm) zorgen vooral chlorofyl b, anthocyanin en xanthofyl voor sterke absorptie van het licht, terwijl in het rode deel (620–750 nm) dit vooral chlorofyl a is. Alle pigmenten in het totaal absorberen 85 tot 90% van de inkomende straling, terwijl de rest gereflecteerd of doorgelaten wordt. De absorptie is in het groene deel minder sterk dan in het rode of blauwe deel van het spectrum. Dit zorgt voor het groene uitzicht van de planten.

Bij de overgang van 680 naar 750 nm is er een sterke stijging in reflectantie die veroorzaakt wordt door interne verstrooiing van het licht in het blad. Dit wordt de 'red edge' genoemd. Hoe meer lagen van gebladerte, hoe meer de red edge verschuift naar langere golflengten. Ook als bladeren zich ontwikkelen in het groeiseizoen en de chlorofylinhoud stijgt, geeft dat een shift naar een langere golflengte. Dit fenomeen is gekend als red shift, en heeft ook potentieel als een stressindicator.

In het visuele en nabije infrarode (NIR) deel (700 tot 1250 nm) is de cellulaire microstructuur van het blad belangrijk. Deze structuur zorgt voor een medium dat de elektromagnetische straling verstrooit als gevolg van de raakvlakken tussen de cellen, het water en de

luchtholtes. Dit zorgt voor een karakteriserend plateau van hoge reflectantie. De cellulaire organisatie binnen het blad is genetisch bepaald en deze heeft dus een taxonomische betekenis. De hydratatie van het blad beïnvloedt ook dit deel van het spectrum. In het *Short wavelength infrared* (SWIR) gedeelte van 1250 tot 2600 nm zorgt de waterinhoud voor de geleidelijke afname in reflectantie. Absorptie door cellulose, lignine, en andere plantmaterialen spelen eveneens een rol. De regio's tussen deze absorptiebanden (1450; 1950; 2650 nm) zijn sterk beïnvloed door watergehalte in de plant (Psomas *et al.*, 2011; Jones en Vaughan, 2010).

Bladmorfologie, plantfenologie en stress door een tekort aan nutriënten of water bepalen ook de interactie tussen bladmassa en elektromagnetische stralingen. Morfologische kenmerken zoals de dikte van de cuticula en de hoeveelheid bladharen verhogen in het visuele deel de reflectantie. Beschadiging, saliniteit en ziektes verhogen eveneens de reflectantie in het visueel deel. Maturiteit en senescentie van de bladeren zorgt voor chlorofylafbraak en verlies aan intercellulaire ruimten. Hierdoor stijgt de reflectantie in het visuele deel en daalt de reflectantie in het NIR. Er zijn ook factoren die de reflectantie doen dalen. Droogtestress vermindert het vochtgehalte in het blad en doet zo de reflectantie in het SWIR-gedeelte dalen. Instorting van het mesofyl, parenchymatische weefsel in een blad resulteert in een reductie van de reflectantie in het infrarode gebied. Al deze interacties kunnen gebruikt worden om specifieke eigenschappen in reflectantie te detecteren in verschillende soorten planten (Jones en Vaughan, 2010).

1.2.2. Hyperspectrale remote sensing op verschillende niveaus

Metingen op basis van hyperspectrale *remote sensing* kunnen gemaakt worden op verschillende niveaus, bijvoorbeeld ter hoogte van het blad, de gehele plant, meerdere planten of de vegetatie in het algemeen. Bij het meten van specifieke bladeren door een hyperspectrale sensor wordt een artificiële lichtbron gebruikt in plaats van de zon. Wanneer er niet enkel gekeken wordt naar een enkel blad, maar naar de gehele planten of bedekkingen van bladeren wordt de gereflecteerde straling gemeten ten opzichte van de inkomende straling van de zon. Het signaal heeft een gelijkaardige vorm als bij bladmetingen, maar is beïnvloed door de structuur van de hele plant, de oppervlakte van de bladeren, hoeveelheid schaduw en achtergrondreflectie. Zeker de golflengten in het NIR worden beïnvloed door de meervoudige *scattering* in het bladerdek. De bovenste bladeren laten een groot deel van de invallende NIR-energie door die dan op lagere hoogte gereflecteerd wordt. Dit verhoogt de totale NIR-reflectantie (Möttus en Rautiainen, 2009).

Wanneer bladeren gemeten worden of metingen ter hoogte van de gehele planten worden gemaakt, wordt er meestal gebruik gemaakt van veldmetingen door middel van draagbare veld-spectroradiometers. Deze metingen dienen als hulpmiddel tot het vaststellen van referentiespectra ter hoogte van het aardoppervlak om *real-time* punt-gebaseerd informatie

te verkrijgen. De spectrale signalen die verkregen worden, kunnen dan gebruikt worden voor het classificeren, typeren en detecteren van bepaalde planten in de vegetatie, het karteren van ecosysteemproductiviteit en het waarnemen van droogtestress. Veldspectroscopie wordt gebruikt voor kalibratie van vliegtuig- of satellietsensoren (Milton *et al.*, 2009).

Hyperspectrale metingen die genomen worden vanuit de lucht, meer bepaald vliegtuig-gebaseerde metingen, geven informatie over een veel groter gebied. De spectrometer wordt gebruikt als een beeldvormende sensor. Het resulterende beeld legt het reflectantiespectrum vast voor elke pixel in het beeld. Deze beelden kunnen vergeleken worden met de reflectantiespectra van veld- of laboratoriummetingen, om bepaalde types van vegetatie, bodem of water te herkennen en te karteren. Metingen vanuit de lucht zijn onderworpen aan atmosferische verstoringen, omdat de inkomende en gereflecteerde zonne-energie ook interageert met de atmosfeer (Richter en Schläpfer, 2002).

Door het stapsgewijs opschalen van hyperspectrale metingen, van grond- tot luchtmetingen, zouden plantensoorten op grote schaal gedetecteerd kunnen worden (Vane en Goetz, 1988 en Goetz, 2009). Onderzoek naar het karteren van plantendiversiteit vereist een combinatie van biochemisch en taxonomisch onderzoek, gemeenschapsecologie en *remote sensing*. Het werken met satellietbeelden is een opkomende trend om ecologische monitoring op grote schaal te vergemakkelijken dankzij de verbeterde resolutie en nauwkeurigheid van deze technieken (Asner en Martin, 2009).

1.3. Detectie van invasieve plantensoorten

Een goede detectie en het in kaart brengen van invasieve soorten is zeer belangrijk voor het bepalen van de aard en de intensiteit van de bestrijdingsmaatregelen. Wanneer invasieve soorten niet op tijd gedetecteerd worden, of het voorkomen van de soort onderschat wordt, dan krijgt het gebied geen of een lage intensiteit van beheer en kan de soort zich steeds verder in het gebied gaan verbreiden (Huebner, 2007).

De detectie van invasieve soorten is onderworpen aan praktische beperkingen. Het interpreteren van luchtfoto's of invasieve planten in kaart brengen met behulp van veldwerk, zijn technieken die het meest gebruikt worden bij uitroeiingsbeheer, maar deze werkwijzen zijn zeer arbeidsintensief. Kartering in het veld vereist toegang tot de plaats van invasie via het terrein, en dat is niet altijd praktisch of veilig. Het interpreteren van luchtfoto's is ontzettend tijdrovend, omdat zelfs voor een kleine oppervlakte interpretatie vereist is van tientallen tot honderden foto's (Avery en Berlin, 1992). Vanwege deze beperkingen worden uitgebreide geodatasets van invasieve soorten op grote schaal meestal niet gemaakt. Het is nodig om betrouwbare en herhaalbare geautomatiseerde technieken te ontwikkelen die de verspreiding van invasieve soorten opvolgen (Bradley en Mustard, 2006).

De detecteerbaarheid van planten hangt eveneens af van hun wijze van voorkomen. De gevestigde planten zijn bijvoorbeeld moeilijk waar te nemen wanneer de planten nog klein zijn of de vegetatie zeer dicht is. Door een verschil in morfologie, levensvorm en bedekkingsgraad kan het zijn dat de soort, naargelang de inspanning van de onderzoeker, al dan niet gedetecteerd wordt (Chen *et al.*, 2009). Als de invasieve plantensoort waargenomen is, bestaat er een kans dat er fouten gemaakt worden bij het schatten van de totale bedekking van de soort in een gebied (Emry *et al.*, 2011). Het inschatten van een soort wordt bijvoorbeeld bepaald door zijn grootte, kleur, uitzicht, speciale kenmerken. Invasieve soorten die in een dormant stadium kunnen overleven onder de grond (als zaad of wortelstok) of die onderworpen zijn aan begrazing hebben dan ook een groter risico om onderschat te worden. Bijkomend is het vaak moeilijk om goede schattingen te maken over een uitgestrekt gebied wanneer de plaatsen waar de invasieve soort voorkomt wijd verspreid zijn. Zulke onvolledige detectie kan leiden tot systematische fouten in de schatting van de populatiegrootte of van de snelheid van kolonisatie en extinctie (Chen *et al.*, 2009).

Het karteren van invasieve soorten in tijdsreeksen vergemakkelijkt de opvolging en evaluatie doorheen de tijd, maar veldecologen moeten dan regelmatig het hele gebied afspeuren om nieuwe patches te ontdekken waar de soorten zich gevestigd hebben (Emry *et al.*, 2011). Veldonderzoek wordt daarom zelden herhaald voor grotere studiegebieden en de temporele dynamiek van invasieve soorten wordt zelden bekeken (He *et al.*, 2011).

Leden van natuurverenigingen merken vaak zelf nieuwe soorten en invasieve soorten op. Deze informatie kan dan doorgegeven worden. Dankzij vrijwilligers kan er vaak een grootschalige dataverzameling plaatsvinden voor detectie van bepaalde soorten. Het gebruik van vrijwilligers biedt soms een kosteneffectieve manier om gegevens te verzamelen (Bios *et al.*, 2011), maar ook deze manier blijft onderworpen aan observatiebias. Controleren en documenteren van het voorkomen van invasieve planten door veldonderzoek is voor een klein gebied mogelijk, maar is moeilijker voor een grotere oppervlakte (He *et al.*, 2011).

1.3.1. Voordelen van hyperspectrale remote sensing voor ecologisch onderzoek

Het gebruik van hyperspectrale *remote sensing* met behulp van hyperspectrale sensoren op satellieten of beelden genomen vanuit het vliegtuig zou het onderzoek van de detectie van invasieve soorten kunnen faciliteren. Deze technologie laat toe om grootschalig en regelmatig gebieden spectraal te karakteriseren. Zo kunnen, na classificatie van de hyperspectrale opnames, geodatasets bekomen worden die veel uitgebreider en uitgestrekter zijn dan deze gemaakt door veldonderzoeken. Verder kunnen de studiegebieden die afgelegen of ruig zijn en moeilijk om te betreden, ook onderzocht worden. Door regelmatig hyperspectrale beelden te nemen en te verwerken kan de verspreiding doorheen de tijd opgevolgd worden. De toekomstige verspreiding zou dan accurater voorspeld kunnen worden (He *et al.*, 2011).

1.3.2. Nadelen van hyperspectrale remote sensing voor ecologisch onderzoek

Hoewel er meer voordelen dan nadelen verbonden zijn aan het gebruik van *remote sensing* in ecologisch onderzoek, wordt de techniek toch weinig gebruikt door ecologen. Dit komt omdat veld-spectroradiometers zeer duur zijn voor individuele onderzoeksgroepen, wat het aantal beschikbare instrumenten limiteert. Er zijn ook enkele technische problemen met betrekking tot de bruikbaarheid van spectrometers in het veld, zoals de gebruiksduur van de batterij, het gewicht en de grootte van het instrument (Milton *et al.*, 2009). Bovendien moet er rekening gehouden worden met de ongewenste factoren die de reflectantie beïnvloeden zoals de bewolgingsgraad en reflectie van de achtergrond (Tong *et al.*, 2001). De complexiteit is een andere beperking voor het gebruik. Er zijn snelle computers nodig voor het analyseren van hyperspectrale data. Voor satellietmetingen zijn er grote dataopslagcapaciteiten nodig. Het volledige potentieel van hyperspectrale beeldvorming is daardoor nog niet gerealiseerd voor ecologisch onderzoek (Govender *et al.*, 2007).

Naast technische belemmeringen bemoeilijken de spectrale variabiliteit van vegetatie en omgeving het gebruik van hyperspectrale data. Vegetatie is dynamisch, planten vertonen een sterke ruimtelijke en temporele variatie, waardoor op sommige tijdstippen in het jaar een bepaalde soort niet gedetecteerd kan worden. Daarbij zijn individuele planten meestal te klein om de ruimtelijk schaal van een pixel vanuit een vliegtuig- of satellietbeeld te bereiken. Zo bestaat één enkele pixel vaak uit een spectrale mix van verschillende landgebruikstypes zoals bijvoorbeeld vegetatie, bodem, water, wegen en bebouwing (Asner en Heidebrecht, 2002). Hoewel de verschillende types in een pixel gekarakteriseerd kunnen worden met bepaalde spectrale ontmengingsmodellen, zijn er nog uitdagingen aan verbonden. Alle verschillende types van spectra in een pixel moeten bepaald worden in het model, en dat is vaak niet gemakkelijk voor kruidachtige vegetatie. De variabiliteit van spectra binnen één soort door stressfactoren en leeftijdsverschillen maakt het moeilijk om de verschillende vegetatietypes te onderscheiden (Govender *et al.*, 2007).

Het opsporen en opvolgen van invasieve soorten zou kunnen gebeuren met informatie van vliegtuigsensoren, nochtans blijven metingen in het veld nog steeds belangrijk voor referentiedata. Wanneer in het veld fouten gemaakt worden bij het nemen van referentiespectra, zou de soort fout geclassificeerd kunnen worden. Deze fout zal ook aanwezig zijn bij de classificatie van vliegtuig- of satellietbeelden. De soort kan dan fout beoordeeld worden en de resultaten zijn minder betrouwbaar. Dit kan leiden tot over- of onderschattingen, of zelfs het niet detecteren van de soort (Lawrence *et al.*, 2006). Ondanks deze nadelen heeft onderzoek met hyperspectrale *remote sensing* geleid tot nieuwe ecologische inzichten in planteninvasies die anders niet mogelijk zouden zijn geweest (He *et al.*, 2011).

1.4. Voorbeelden van hyperspectrale *remote sensing* voor de observatie van biologische invasies

Het basisidee is dat invasieve planten mogelijk verschillen in spectra vertonen in vergelijking met inheemse soorten, wat ervoor zou kunnen zorgen dat deze planten met hyperspectrale *remote sensing* van andere soorten onderscheidbaar zijn (Jia *et al.*, 2011). Wanneer een kenmerk bij een bepaalde plantensoort uitgesproken genoeg is, kan men door beeldclassificatie het karteringsproces van plantensoorten over grote gebieden versnellen (Turner *et al.*, 2003). Luchtmetingen met *remote sensing* worden al vele jaren gebruikt voor het schatten van de ruimtelijke omvang en de samenstelling van boscsystemen. Bomen en struiken zijn meer bestudeerd in het *remote sensing* onderzoek omdat de omvang van hun gebladerte groter is dan kruidachtige vegetaties (Asner en Martin, 2009). Asner *et al.* (2008) vonden dat de spectrale reflectantie van geïntroduceerde boomsoorten zowel lokaal als regionaal uniek is ten opzichte van inheemse boomsoorten in Hawaï. Bij de geïntroduceerde bomen zijn er invasieve en niet-invasieve soorten. De bomen die als zeer invasief beschouwd worden, zijn spectraal verschillend van de andere geïntroduceerde niet-invasieve soorten. Deze verschillen zijn te zien bij de kortere golflengten in het infrarode deel van het spectrum, geassocieerd met het watergehalte en de architectuur van kruintop.

Remote sensing is succesvol gebruikt voor het detecteren van invasieve struiken en bomen (Costello *et al.*, 2000; Fuller, 2005; Hamada *et al.*, 2007; Asner *et al.*, 2008; Lawes en Wallace, 2008; Walsh *et al.*, 2008). *Remote sensing* van kruidachtige vegetatie is enkel mogelijk als de data voldoende spectrale en ruimtelijke resolutie hebben, de soort te onderscheiden is van de omgevende soorten, de soort dichte structuren vormt of groot genoeg is om gedetecteerd te worden (Müllernova *et al.*, 2005). Het detecteren van kleinere planten en onderbegroeiingen is beperkt vanwege de interferentie door het bovenste gebladerte (Ishii en Washitani, 2013). Hestir *et al.* (2008) bekeken drie casestudies die uitdagingen en mogelijke oplossingen illustreren om invasieve kruidachtige planten te karteren. Ze stelden enkele karteringsstrategieën voor, onder andere (1) het opnemen van meervoudige methoden zoals '*spectral mixture analysis*' (SMA), '*spectral angle mapping*' (SAM) en indices om de variabiliteit te verklaren in grote datasets, (2) het gebruik van '*minimum noise fraction*' (MNF), een soort van principale componentenanalyse die ruis opzuivert (Underwood *et al.*, 2003) en (3) de nauwkeurigheid van het karteren verbeteren door een soort, omwille van de variatie in de data, in te delen in fenologische stadia. Het detecteren van kruiden is bijvoorbeeld uitgevoerd voor Sint-janskruid (*Hypericum perforatum*) door middel van multispectrale beeldvorming (Lass *et al.*, 1996) en bij Reuzenberenklauw (*Heracleum mantegazzianum*) met behulp van satellietbeelden met een resolutie van 5 meter.

Verschillende levensstrategieën en functionele eigenschappen van planten kunnen zich uiten in spectrale verschillen, en beïnvloeden de mogelijkheid van detectie. Door intensieve

monitoring van de dynamieken van een invasieve soort konden Somers en Anser (2012) spectrale gebieden identificeren die het meest geschikt zijn voor de classificatie van deze soorten. Ze bemerkten dat seizoenale variatie in de optische eigenschappen van bladeren significant kan zijn. Ze concludeerden dat spectrale databanken nuttig zijn om het meest geschikte meetseizoen te bepalen en de beste spectrale regio's te identificeren die geschikt zijn om de individuele soort te kunnen onderscheiden van de rest van de vegetatie. Het tijdstip waarop gemeten wordt speelt een belangrijke rol bij detectie met *remote sensing*. Müllerová *et al.* (2013) vonden dat het voor Reuzenberenklauw (*Heracleum mantegazzianum*) van belang is dat het verzamelen van spectrale gegevens samenvalt met de periode van bloei of vroege vruchtperiode. Enkel tijdens deze fase in de levenscyclus was de soort voldoende onderscheidbaar. Tijdens het vegetatieve stadium is detectie gelimiteerd en data verzameld tijdens de vruchtperiode toonde een significant lager succes op herkenning. Voor invasieve plantensoorten met opvallende bloemen is het cruciaal om data te verzamelen tijdens de piek van de bloeiperiode. Müllerová *et al.* (2013) merken bijkomend op dat het belangrijk is om altijd eerst een proefproject uit te voeren alvorens monitoring op grote schaal gestart wordt.

De omgeving waarin een invasieve soort groeit beïnvloedt de mogelijkheid om deze soort te karteren. Habitateigenschappen kunnen een effect hebben op de identiteit en fenologie van andere samen voorkomende soorten. Invasieve kruiden die bijvoorbeeld onder bomen staan worden moeilijk gedetecteerd. Andrew en Ustin (2008) testten of verschillende omgevingen invloed hebben op het spectrale patroon en de detectie van *Lepidium latifolium*, een schadelijke invasieve soort in Californië. Ze vonden dat hun methode, het gebruiken van referentiedata genomen op de grond om de pixels van vliegtuigbeelden te classificeren, krachtig en flexibel genoeg was om deze soort te detecteren in de Jepson Prairie, Californië. Echter bij de Cosumnes River Preserve was *L. latifolium* noch spectraal noch fenologisch te onderscheiden en kon niet gekarteerd worden. Ze suggereerden dat het succes van een *remote sensing* daalt als de complexiteit van terrein toeneemt. Deze relatie is echter complex, indirect en afhankelijk van de fenologie.

De impact van invasie op gemeenschapsniveau kan bestudeerd worden door het vergelijken van plots met invasie en plots zonder invasie. De mogelijke effecten van een invasieve uitheemse soort kunnen hierdoor geïdentificeerd worden en waardevolle informatie voor landschapsbeheer en natuurbehoud kan bekomen worden (Hejda *et al.*, 2009). Asner en Vitousek (2005) gebruikten bijvoorbeeld hyperspectrale beelden vanuit het vliegtuig om te bepalen hoe biologische invasies de chemische samenstelling van bomen in het Hawaïaans regenwoud veranderen. Veldobservaties toonden dat een lage waterinhoud en stikstofconcentratie in het blad wijst op een dominante inheemse boom (*Metrosideros polymorpha*), terwijl een hoog watergehalte en stikstofinhoud geassocieerd zijn met de invasieve stikstof fixerende boom *Myrica faya*. Stikstoffixatie is een eigenschap die niet bij de inheemse boomsoorten voorkomt op Hawaï en zal de biochemische cycli beïnvloeden. Uit

de vliegtuigbeelden vonden ze dat *Myrica* bomen te detecteren zijn op basis van deze impact, nog vooraleer de soort het bos domineert. De invasieve kruidachtige *Hedychium* groeit onder de bomen en wordt normaal moeilijk gedetecteerd. Asner en Vitousek (2005) vonden bovendien door middel van analyses van het watergehalte in de kruinen van bomen dat de soort *Hedychium* wel te detecteren is door de impact die ze heeft op de inheemse bomen. Opmerkelijk is dat de inheemse bomen waar het kruid *Hedychium* onder groeit een lagere stikstofconcentratie hebben dan op plaatsen zonder de invasieve soort.

1.5. Doelstellingen

Een eerste doel is het karakteriseren van de invasieve soorten, namelijk Reuzenberenklauw (*Heracleum mantegazzianum*), Reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*) en Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*), langs de Dijle door middel van veldwerk en laboratoriumanalyses van bodem- en bladstalen. Ten tweede wordt het potentieel van hyperspectrale *remote sensing* data bestudeerd voor de detectie van deze drie invasieve soorten. Ten derde wordt gezocht naar de impact van de invasieve soorten. In deze thesis wordt op basis van veldspectroscopie opgeschaald van blad, plant tot plotniveau. Dit onderzoek kan als voorstudie dienen tot het opschalen naar vliegtuigen of satellietniveau.

De specifieke onderzoeksvragen van deze studie zijn:

1. Karakteriseren van de invasieve soorten

Welke plantensoorten komen meer voor met elkaar dan andere? Is het voorkomen en de bedekkingsgraad van de invasieve soorten gerelateerd aan bepaalde bodemeigenschappen? Zijn er verschillen in de standplaats tussen de invasieve soorten? Verschillen de chemische eigenschappen van het blad tussen de invasieve soorten en inheemse soorten?

2. Detectie van de invasieve soorten

Kunnen drie invasieve plantensoorten, namelijk Reuzenberenklauw (*Heracleum mantegazzianum*), Reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera*) en Japanse duizendknoop (*Fallopia japonica*) gedetecteerd worden met behulp van hyperspectrale *remote sensing*? Meer bepaald :

- i. Zijn deze soorten onderscheidbaar van de inheemse plantensoorten, en voor welke delen van het spectrum is dit verschil significant?
- ii. Zijn de verschillen merkbaar op de drie niveaus, dit wil zeggen bij de metingen van de bladspectra, de volledige plant, en de gehele plots?
- iii. Speelt fenologie een rol voor de detectie van de invasieve soorten? Heeft het tijdsverschil tussen het begin en het einde van het bloeiseizoen, juli en september, een significante impact op het detectiesucces?

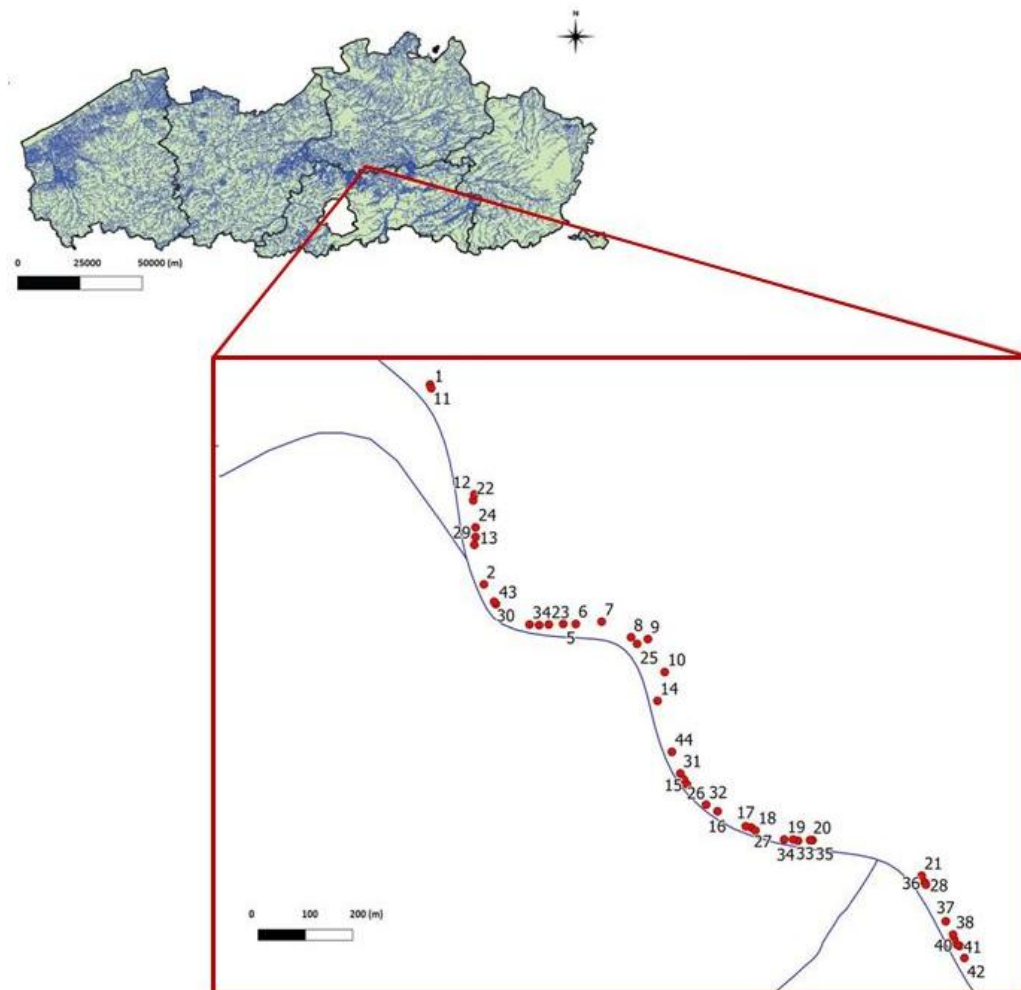
3. Impact van de invasieve soorten

Welke impact hebben invasieve plantensoorten op de inheemse planten? Kan dit onderzocht worden met behulp van hyperspectrale *remote sensing*?

2. MATERIAAL EN METHODEN

2.1. Studiegebied

Deze studie werd uitgevoerd in de Beneden-Dijlevallei (N 51°1.195', O 4°30.103'), gelegen te Mechelen, België (Fig. 3). De Dijle ontspringt in Houtain-le-Val, een deelgemeente van het Waals-Brabantse Genappe en maakt deel uit van het Scheldebekken. De totale lengte van de Dijle bedraagt 86 kilometer. Het stroomgebied strekt zich uit over Vlaanderen en Wallonië en beslaat een oppervlakte van ongeveer 1290 km² (Van Thuyne en Breine, 2003). De oevers van Dijle in het Beneden-vallei gebied zijn deels natuurlijk, deels verstevigd met breukstenen en hebben steile taluds. Ze worden in juni en september gemaaid om recreatief gebruik te vrijwaren, zoals fiets- en wandeltoerisme (Niewold, 2003; Thuyne en Breine, 2003). De oorspronkelijke bodem wordt gedomineerd door afwisselend Paleogeen zand en klei, bedekt met Pleistoceen löss (Broothaerts *et al.*, 2013). Voor de aanleg van de dijken is er grond aangevoerd (Waterwegen en zeekanaal, 2010). Het klimaat is koelgematigd met een zachte winter. De gemiddelde neerslag per jaar is 700 tot 800 mm. De gemiddelde dagtemperatuur in de zomer ligt boven de 17°C (Van Hecke en Vanderhallen, 2007).



Figuur 3: Overzichtskartaat van Vlaanderen met alle waterwegen en de ligging van het studiegebied (bovenaant) en weergave van de 44 uitgezette plots aan de oever van de Dijle (onderaan). Bron: Metadataset: Vlaamse Hydrografische Atlas – Waterlopen (AGIV)

2.2. Studiesoorten

Impatiens glandulifera

Reuzenbalsemien (*Impatiens glandulifera* Royle, Fig. 4) is een éénjarige plant die tot 2,5 m hoog wordt en behoort tot de Balsemienfamilie (*Balsaminaceae*). De plant heeft opvallende 2-5 cm grote bloemen, die van juli tot september bloeien met een lila, roze of lichtgele tot witte kleur (Bartomeus *et al.*, 2010). Vanwege zijn grote kleurrijke bloemen en hoge nectarproductie werd *I. glandulifera* als sierplant en bijenplant voor imkers ingevoerd vanuit de Himalaya (vooral uit Tibet en in mindere mate uit India) (Hejda en Pyšek, 2006).



Figuur 4: Foto van *Impatiens glandulifera* aan de Dijle

I. glandulifera komt in veel verschillende habitats voor, maar gedijt het best op vochtige en voedselrijke alluviale bodems, die stikstofrijk en basisch zijn. De planten hebben een hoge tolerantie voor zwaar verdichte bodems. Ze komen voor in weilanden, langs rivieren en beken, in ooibossen, en vooral in gebieden verstoord door de mens. De verspreiding van zaden gebeurt in de eerste plaats ballistisch, maar kan vervolgens ook door water gebeuren. De zaden hebben een goed drijfvermogen, waardoor ze over grote afstanden kunnen meedrijven (Beerling en Perrins, 1993).

Een *I. glandulifera* populatie kan een dense structuur vormen die zowel de bodem als kleinere plantensoorten overdekt. Ze verdringt de inheemse plantensoorten door vroegtijdige kieming, snelle groei maar eveneens door concurrentie voor bestuivers (Thijs *et al.*, 2012; Hulme en Bremner, 2005). Door de verdringing van veel voorkomende kruiden en zelfs andere niet-inheemse soorten, kan *I. glandulifera* de lokale diversiteit verminderen (Hulme en Bremner, 2005). *I. glandulifera* heeft niet enkel een negatieve impact op de plantengemeenschappen, maar beïnvloedt ook boven- en ondergrondse invertebraten-gemeenschappen, wat dan weer invloed kan hebben op hogere trofische niveaus (Tanner *et al.*, 2013). Bovendien kan de plant de omgevingscondities veranderen. Door hun geringe wortelsysteem, zeker in vergelijking met klonale inheemse dominante soorten van deze gemeenschappen zoals *Urtica dioica* en *Phragmites australis*, kan *I. glandulifera* erosie van de oevers vergemakkelijken. De grondwatertafel en overstromingscondities kunnen hierdoor veranderen (Greenwood en Kuhn, 2014).

Fallopia japonica

Japane duizendknoop (*Fallopia japonica* Houtt., Fig. 5) is een plantensoort die behoort tot de duizendknoopfamilie (*Polygonaceae*). Deze meerjarige kruiden hebben een robuuste stengel die tot 4 meter lang kan worden. Ze hebben een uitgebreid wortelstelsel, met wortelstokken tussen 15 en 20 meter lang die tot 3 meter diep in de bodem kunnen penetreren. *F. japonica* is als



Figuur 5: Foto van *Fallopia japonica* aan de Dijle.

inheemse soort te vinden in Japan, Taiwan en Noord-China. De soort werd in de 19^e eeuw geïntroduceerd in Europa, Canada en de USA als sierplant, verspreidde zich vanuit tuinen en werd in deze gebieden zeer invasief (Weston *et al.*, 2005). *F. japonica* koloniseert een hele reeks van omgevingen, bij voorkeur vochtige en stikstofrijke gronden. Het zijn pioniersplanten die kunnen woekeren in zowel ruderaal als semi-natuurlijke habitats, waaronder bijvoorbeeld rivieroever, langs spoorwegen of in open bossen. In de winter sterft de plant bovengronds af. In maart en april schieten de stengels relatief snel uit de grond. De plant bloeit in augustus en september met witte, kleine bloemen. Naast de voortplanting door zaden kan de soort zich klonaal voortplanten, namelijk doordat de stengels of wortelstokken bij afbreken tot nieuwe planten uitgroeien (Hollingsworth en Bailey, 2000). Zo kunnen ze zich bijvoorbeeld door het vervoer van groenafval of afgegraven bodem verspreiden. Grote gemeenschappen van *F. japonica* bevinden zich vaak aan de oevers van rivieren of beken, waar ze gemakkelijk stroomafwaarts koloniseren, of zich door overstromingen verspreiden (Weston *et al.*, 2005).

De introductie van *F. japonica* kan zijn omgeving ernstig verstoren. Ten eerste kan *F. japonica* een grote impact hebben op plantengemeenschappen doordat de soort dichte populaties vormt en de gemeenschap monopoliseert (Forman en Kesseli, 2003). Deze soort kan de meeste inheemse kruidachtige plantensoorten wegconcurreren door zijn vroege en snelle ontwikkeling, hoge groei, uitgebreid dicht bladerdek, productie van allochemicaliën, klonale verspreiding en zeer snelle toename van de ondergrondse organen (Aguilera *et al.*, 2010). Ten tweede heeft *F. japonica* een impact op bodemkarakteristieken: de soort (i) vermindert de dichtheid en pH (ii) verhoogt het gehalte aan organische stof, K en Mg en het watergehalte in de bodem. Ten derde heeft de soort een negatieve impact op de fauna. Ze verandert bijvoorbeeld het habitat van vissen en vermindert de lichtinval in het water (Elghazouli, 2010). Ten vierde heeft de soort een impact op infrastructuur. Overvloedige en productieve groei van de wortelstokken en stengels kunnen funderingen, muren, voetpaden en rioleringen beschadigen. Dit kan er ook voor zorgen dat dijken kwetsbaarder worden en minder weerstand kunnen bieden bij overstromingen (Smith *et al.*, 2007).

Heracleum mantegazzianum

Reuzenberenklauw (*Heracleum mantegazzianum* Sommier en Levier, Fig. 6) is een monocarpe meerjarige plant en behoort tot de schermbloemenfamilie (*Apiaceae*). Deze plant komt oorspronkelijk uit Zuidwest-Azië en werd in de 19e eeuw als tuinplant in Europa geïntroduceerd. In het voorjaar kan deze soort in een paar maanden tijd uitgroeien tot wel 3 meter hoog (Perglová *et al.*, 2006). Afhankelijk van de groeiplaats zullen de zaailingen na een of meerdere jaren het bloeistadium bereiken. Het eerste jaar blijft de plant laag in rozetstadia. In



Figuur 6: Foto van *Heracleum mantegazzianum*

latere stadia kan hij zeer grote klauwvormige bladeren vormen. Deze soort bloeit van juni tot augustus, vormt een variabel aantal grote schermen (tot 80 cm breed) met witte bloemen. Per plant kunnen gemiddeld 10000 tot 20000 zaden geproduceerd worden (Page *et al.*, 2006). Na de periode van bloei sterft de plant af. *H. mantegazzianum* prefereert vochtige en voedselrijke gronden. De soort komt voor op ruderaal plaatsen, langs bermen, oevers, bosranden, in verlaten, niet begraasde graslanden en in hoog wordende kruidengemeenschappen. Vaak zijn het plaatsen met een lage intensiteit aan beheer. De zaden worden meestal verspreid in de omgeving van de moederplant, maar wanneer de plant in de buurt van rivieren staat kunnen de zaden kilometers ver getransporteerd worden (Thiele en Otte, 2008).

Door de hoogte en de enorme bladoppervlakte van *H. mantegazzianum* is de soort in staat om boven de vegetatie uit te groeien en kleinere inheemse kruidachtige plantensoorten te overschaduwen. De soort vormt dichte populaties die tot 80% van het inkomende licht kunnen absorberen en kunnen andere zonneminde soorten wegconcurreren. Dit heeft tot gevolg dat de inheemse soortendiversiteit sterk kan afnemen (Dostál *et al.*, 2013). Naast ecologische problemen kan *H. mantegazzianum* ook gevaarlijk zijn voor de mens. Het sap van de plant bevat furocoumarinen, die voor mensen sterk fototoxisch zijn. Blootstelling aan zonlicht, na contact met het sap, kan de huid ernstig verbranden. Wanneer het sap in de ogen komt kan dit tot blindheid leiden (Chan *et al.*, 2011).

2.3. Vegetatiebeschrijving en staalnamen

2.3.1. Vegetatieopnames

In het studiegebied werden 44 plots van 4m² uitgezet (Fig. 3). Coördinaten werden bepaald met een GPS. De plots werden zo bepaald dat ze een gradiënt vertonen in de graad van invasie. Bij het uitzetten van de plots werd er gekeken naar drie klassen van invasie, namelijk geen invasieve soorten (0%), weinig (<30%) en veel invasie (>30%). De procentuele bedekkingsgraad van elke plantensoort werd in elk kwadrant van iedere plot geschat. Dit werd gedaan in juli en herhaald in september. De bedekkingen werden op basis van de Braun-Blanquetschaal geschat (Tabel 1) (Braun-Blanquet, 1946 ; Enright en Nuñez, 2013). De tabel met vegetatie-opnames is opgenomen in het addendum (Addendum 6).

Tabel 1: De verschillende procentuele schalen voor het schatten van de vegetatiebedekkingen, volgens de Braun-Blanquet methode (Braun-Blanquet, 1946).

Symbool	Bedekking	Abundantie
r	≤1%	Zeer weinig exemplaren, ongeveer 1 individu
+	≤1%	Weinig exemplaren, 2-5 individuen, aanwezig
1	≤5%	Talrijk, 6-50 individuen, duidelijk aanwezig
2m	≤5%	Zeer talrijk, meer dan 50 individuen, sterk aanwezig
2a	5% - 15%	Willekeurig
2b	16% - 25%	Willekeurig
3	26% - 50%	Willekeurig
4	51% - 75%	Willekeurig
5	76% - 100%	Willekeurig

2.3.2. Bodemstalen

In elke plot werd er een mengstaal genomen op 7 en 8 augustus 2013 van de bovenste 5 cm van de bodem, op basis van vijf toevallig gekozen boringen in elke plot. Na het verwijderen van de strooisellaag, werden van deze mengstalen enkele bodemvariabelen gemeten: het watergehalte, het organisch stofgehalte, pH(KCl), het fosforgehalte en het stikstofgehalte (nitraat- en ammoniumconcentratie).

Het watergehalte van de bodem werd berekend door 5 gram bodem (natgewicht) af te wegen in porseleinen kopjes en deze in de droogoven (+/- 105°C) te plaatsen voor een dag. Na het drogen werd het gewicht opnieuw bepaald (drooggewicht) en werd het vochtgehalte (W) als volgt berekend (Robertson *et al.*, 1999) :

$$W(\%) = \frac{\text{natgewicht (g)} - \text{drooggewicht bodem (g)}}{\text{natgewicht bodem (g)}} \times 100 \quad (1)$$

Het organisch stofgehalte werd gemeten door de porseleinen kopjes met bodem, na een dag in de droogoven, gedurende twee uur in de moffeloven te plaatsen op een temperatuur van 630 -700 °C. Het organisch stofgehalte (OS) werd berekend volgens de formule (Robertson *et al.*, 1999):

$$\text{OS (\%)} = \frac{\text{drooggewicht bodem voor de moffeloven (g)} - \text{gewicht bodem na moffeloven (g)}}{\text{drooggewicht bodem voor de moffeloven (g)}} \times 100 \quad (2)$$

De pH(KCl) werd bepaald door 10 gram bodem af te wegen en deze in suspensie te brengen met 1 mol/l KCl oplossing. Nadat het mengsel in evenwicht gebracht was met atmosferische CO₂ gedurende 15 minuten, werd de pH opgemeten met een pH-meter (Robertson *et al.*, 1999).

Het fosforgehalte in de bodem werd gemeten door de fosfor te extraheren in een 0,5 M natriumhydrocarbonaat oplossing (pH 8,5). De methode voor het bepalen van de fosforconcentratie is gebaseerd op het principe en de methode van Murphy en Riley (1962). Het fosfaat in het bodemextract wordt in oplossing gebracht en gebonden als molybdofosforzuur. De kleur van de oplossing verandert doordat het zich omzet tot een blauw complex door een reactie met ascorbinezuur. De oplossing in de cuvettes werd dan in een spectrofotometer geplaatst. De absorptie metingen bij 890nm werden vergeleken met gekende fosforgehalte standaarden en de absorptiemetingen werden omgezet in fosforconcentraties dat aanwezig was in de oplossing van de bodemstaal.

Het ammonium- en nitraatgehalte werd nagegaan door de methode beschreven in Carter en Gregorich (1993). Deze methode is gebaseerd op het principe dat kalium- en chloride ionen de ammonium en nitraat ionen verdringen van de bodempartikels zodat ammonium en nitraat oplosbare en verwisselbare ionen zijn in de oplossing (Keeney en Nelson, 1982). De concentraties werden gemeten met een auto-analyzer (Technicon) en een spectrofotometer.

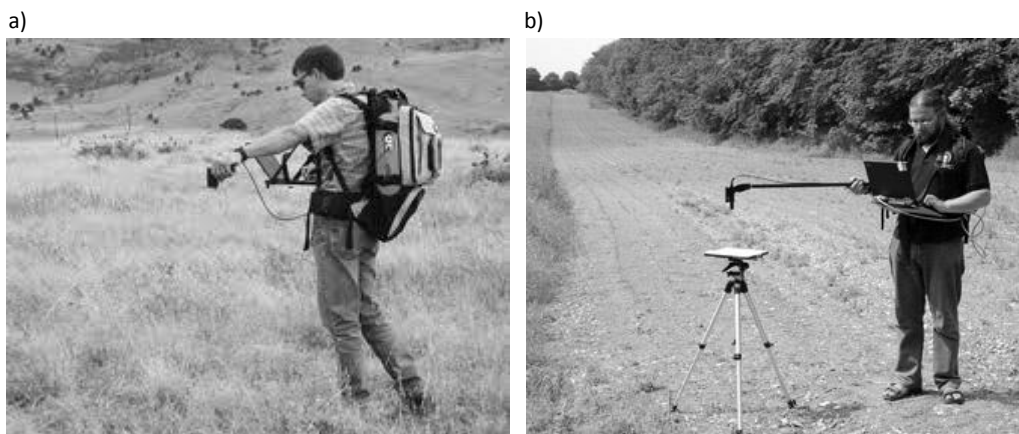
2.3.3. Bladstalen

Er werden bladstalen verzameld van vijf dominant voorkomende inheemse soorten, namelijk Riet (*Phragmites australis*), Gewone smeerwortel (*Symphytum officinale*), Haagwinde (*Convolvulus sepium*), Grote Brandnetel (*Urtica dioica*), Gewone braam (*Rubus fruticosus*) en ook van de drie invasieve studiesoorten (zie sectie 2.2.). Deze stalen werden niet per plot verzameld, maar toevallig verzameld over verschillende plots.

Van elke soort werden vijf bladstalen geanalyseerd. Nadat de bladeren gedroogd werden in een oven op 40°C, werd de ratio van koolstof ten opzichte van stikstof bepaald in een CHN-analyzer met een reductiekolom. De analyzer maakt gebruik van een verbrandingsproces om substanties af te breken in eenvoudige verbindingen die vervolgens gekwantificeerd kunnen worden (Jimenez en Ladha, 1993).

2.4. Hyperspectrale *remote sensing*

Hyperspectrale veldmetingen op blad en plotniveau werden gemaakt met een FieldSpec JR spectro-radiometer (Analytical Spectral Devices, Inc., Boulder, Colorado; Fig. 7, a). Deze spectrometer heeft een spectrale range van 350-2500 nanometer, een spectrale resolutie van 1 nanometer en een gezichtsveld van 25 graden. Referentie spectra werden genomen met behulp van een spectralon (Labsphere, Inc, New Hampshire), een fluorpolymeer met de hoogste diffuse reflectie (Fig. 7, b). Dit is een wit oppervlak dat alle straling weerkaatst zodat de invallende straling (externe lichtbron voor bladmetingen en zonlicht voor plantmetingen) gemeten wordt voor het berekenen van de reflectantie. Door de te hoge gevoeligheid voor atmosferische interferentie werden de spectrale regio's 350 tot 400 nm, 1300 tot 1500, 1800 tot 2000 en 2450 tot 2500, niet meegenomen in verdere analyse (Roelofsen *et al.*, 2013).



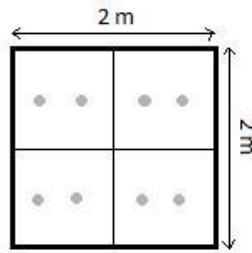
Figuur 7: Links (a) spectro-radiometer, rechts (b) het nemen van de witreferentie

2.4.1. Bladmetingen

Voor de spectrale bladmetingen werden een 20-tal bladeren gemeten van de voornaamste plantensoorten, zoals de hierboven vermelde soorten bij de bladstalen (zie 2.2.3.), van de drie invasieve studiesoorten en van minder abundant voorkomende soorten zoals de Gewone berenklaauw (*Heracleum sphondylium*). Deze bladspectra werden opgemeten op 20 juli 2013 en werden niet per plot gemeten, maar per plantensoort.

2.4.2. Metingen op plant- en plotniveau

In elke plot werden telkens 8 spectrale metingen genomen, ongeveer ter hoogte van 50 cm boven het gebladerte (Fig. 8). Bij elke plot werd de spectrometer opnieuw gekalibreerd en werd het spectralon gemeten. Metingen werden gemaakt bij zonnige en wolkenvrije omstandigheden op 21 juli, 22 juli en 4 september 2013. Er werd tussen 10u30 en 15u30 gemeten om het effect van een veranderende zonnehoek te minimaliseren.



Figuur 8: Plot van 2x2 meter. Er worden 8 metingen in totaal per plot genomen. Twee metingen per kwadrant zodat de variabiliteit in een plot gemeten wordt.

Elke meting op zich in de plot werd gebruikt als een meting op plant-niveau. Het totaal van de acht metingen in een plot werd gebruikt voor het plot-niveau. Het gemiddelde per plot werd berekend. Bij elke meting werd genoteerd welke plant gemeten werd. Wanneer meerdere soorten tegelijk gemeten werden, en het signaal een menging was van verschillende soorten, werden al de soorten voor die meting genoteerd.

2.5. Data verwerking

2.5.1. Karakteriseren van de invasieve plantensoorten

In dit deel werden de invasieve plantensoorten gekarakteriseerd: de bedekkingsgraad, de standplaats en bladeigenschappen werden vergeleken tussen soorten.

De bedekkingsgraad van de aanwezige soorten over de verschillende plots is meerdimensionaal. Er werden daarom ordinatie-technieken toegepast om samenhang in soortensamenstelling te visualiseren en te verklaren. De soortensamenstelling van de plots werd geanalyseerd door middel van een niet-metrische multidimensionale schaling (NMS) op basis van de Sørensen (Bray-curtis) afstandsmaat (met het programma PC-ord 5). Deze ordinatie-methode ordent de vegetatie-opnames in functie van hun soortensimilariteit. Er werden twee ordinaties uitgevoerd, namelijk op de plots en op de soorten. De plot-ordinatie geeft een indicatie welke plots in soortensamenstelling gelijkend zijn, terwijl de soorten-ordinatie weergeeft welke soorten vaker samen voorkomen dan andere soorten. De plot-ordinatie werden vervolgens gebruikt om (i) na te gaan of de bedekkingsgraad van de plantensoorten verschilt tussen juli en september, (ii) de bodemvariabelen aan de plots te koppelen.

Ten eerste werd er nagegaan of er een verschil in de procentuele bedekkingsgraad is van alle soorten tussen juli en september, met een Wilcoxon *matched pairs* test (Tabel 2). Deze niet-parametrische test werd gebruikt aangezien de scores op de NMS assen van de ordinatie niet-normaal verdeeld waren. De normaliteit werd getest met een Shapiro-Wilk test (Tabel 2). Voor de rest van de analyses van de ecologische data werd er gewerkt met Statistica 10 (Statsoft inc., 1995) en werd steeds een significantieniveau van 0,05 aangehouden.

Vervolgens werd getest of het voorkomen van soorten gerelateerd is aan de bodemvariabelen. De bekomen NMS-scores werden gecorreleerd met de bodemvariabelen. Voor zowel de NMS assen als de bodemvariabelen werd niet voldaan aan de normaliteitsassumptie (Tabel 2, Shapiro-wilk test) en werd daarom de niet-parametrische Spearman rank test toegepast. Er werd ook getest of het percentage van een invasieve soort gecorreleerd is met de bodemvariabelen. Zo kan waargenomen worden welke bodemvariabele significant mee verhoogt of verlaagt als het percentage van de invasieve soort stijgt of daalt. Dit werd eveneens getest met de Spearman rank test.

Ten slotte werd nagegaan of er een verschil is in bedekking van de invasieve soorten en de bodemvariabelen naargelang de plaats op de berm. Er wordt een categorische variabele toegevoegd aan de dataset die aangeeft of de plot zich meer bovenaan de dijk bevindt (categorie 1) of onderaan de dijk, dicht bij het water (categorie 2). Met behulp van een Mann-Whitney U test werd (Tabel 2) gekeken of het percentage van invasieve soorten en bodemvariabelen verschilden tussen lager gelegen op de berm (meer naar het water toe) of hoger gelegen op de berm.

Van de voornaamste inheemse soorten (hierboven opgesomd onder 2.3.3.) en van de invasieve soorten werden via bladanalyses de gemiddelde C/N-verhoudingen en de standaarddeviaties van deze soorten vergeleken.

2.5.2. Detectie van de invasieve plantensoorten

Op blad- en plantniveau werden drie types analyses toegepast om de spectrale detecteerbaarheid van invasieve soorten na te gaan. Om de analyses toe te passen op een voldoende aantal metingen van een bepaalde plantensoort werd een drempelwaarde van minstens 5 metingen per soort aangehouden. Deze drempelwaarde werd bepaald na het bekijken van de data en de bruikbaarheid ervan. Wanneer een plantensoort niet voldoende frequent gemeten werd, of de meting een gemengd signaal opleverde van verschillende soorten, werden deze spectra weggelaten voor de analyse van de spectra op plantniveau.

Ten eerste werd de spectrale onderscheidbaarheid van de verschillende soorten gekwantificeerd door middel van een *Separability Index* (SI), gedefinieerd als de ratio van de variatie tussen de soorten ten opzichte van de variatie binnen de soorten:

$$SI_i = \frac{\Delta_{tussen,i}}{\Delta_{binnen,i}} = \frac{|R_{mean,1,i} - R_{mean,2,i}|}{1,96 \times (\sigma_{1,i} + \sigma_{2,i})} \quad (3)$$

waar $R_{mean,1,i}$ en $R_{mean,2,i}$ de gemiddelde reflectantie-waarden zijn voor golflengte i van soort 1 en soort 2 respectievelijk, en $\sigma_{1,i}$ en $\sigma_{2,i}$ de standaarddeviaties van soort 1 en 2 respectievelijk. Hoe hoger de waarde voor SI, hoe beter de twee soorten onderscheidbaar zijn voor een gegeven golflengte (Somers et al., 2010). Daarnaast werd gekeken naar de

eerste afgeleide van de spectra. De afgeleide van een spectrum geeft veranderingen aan in de vorm van het originele spectrum en is ongevoelig voor de grootte van het spectrum (Somers *et al.*, 2009). Om gevoeligheid voor ruis te verminderen werd een Savitzky-Golay *smoothing* filter (met *window size* 20) toegepast op de originele reflectantie spectra, alvorens de afgeleide spectra te berekenen (Savitzky en Golay, 1964; Somers *et al.*, 2010).

Ten tweede werd een ongepaarde links- en rechtsezijdige *two-sample* t-test uitgevoerd (Tabel 2) om na te gaan of de gemiddelde reflectantie bij een bepaalde golflengte van een soort significant hoger of lager lag dan voor de invasieve soort.

Ten derde werd een hiërarchische clusteranalyse uitgevoerd om de soorten te groeperen op basis van hun verschillen in reflectantie. Zo werd nagegaan welke soorten samen geclassificeerd worden en welke apart vallen. Als clustermethode werd hiervoor de agglomeratieve methode toegepast op basis van een euclidische afstandsfunctie (Gonçalves *et al.*, 2008). Hierbij start elke observatie in een eigen cluster en wordt deze in steeds grotere clusters samengevoegd. Deze clusteranalyse werd uitgevoerd op de reflectantie-spectra van het VIS, NIR en SWIR apart en op het volledige spectrum.

Op plot-niveau werd nagegaan of de invasieve soorten te onderscheiden zijn wanneer geen zuivere spectra gemeten worden, maar een menging van verschillende soorten. Hiervoor werd enerzijds de correlatie tussen het percentage van de invasieve soorten en de reflectantie-waarden voor alle plots bepaald. Deze correlatie werd berekend aan de hand van een Pearson correlatiecoëfficiënt (Tabel 2). Wanneer bijvoorbeeld een positieve significante relatie bekomen werd voor een bepaalde golflengte wil dit zeggen dat, als het percentage van de invasieve soort stijgt, de reflectantie-waarden voor die golflengte toeneemt, en omgekeerd. Er kon dan nagegaan worden voor welke golflengten de invasieve soort gedetecteerd zou kunnen worden op plotniveau. Anderzijds werd de *Separability Index* (SI) berekend. Hiervoor werden plots ingedeeld naargelang hun graad van invasie. Voor ieder niveau van invasie (0%, 1-10%, 11-20%, 21-30%, 31-50% en 51-100%) werd vervolgens de SI-index bepaald tussen de plotspectra en de spectra van de invasieve soort. Hoe hoger de bedekkingsgraad van de invasieve soort, hoe meer het spectrum van de plot zal gelijken op het spectrum van de invasieve soort en zodus hoe lager de SI-waarde zal worden.

2.5.3. Impact van de invasieve soorten

In dit deel werd nagegaan of invasieve soorten een invloed hebben op de inheemse soorten, en of dit waargenomen kan worden op basis van *remote sensing*. Op blad- en plantniveau werd bepaald of de reflectantie van inheemse soorten verandert tussen de metingen in plots met één van de drie invasieve soorten of de totale invasie en plots zonder invasie. Aangezien er te weinig data beschikbaar is van de bladmetingen voor plots met en zonder invasie, werd de impact slechts bepaald op twee inheemse soorten, namelijk *C. sepium* en *U. dioica*. Een

two-sample t-test werd uitgevoerd om na te gaan of de gemiddelde reflectantie van de inheemse soort bij een bepaalde golflengte significant verschilt tussen een plot met invasieve soorten en plots zonder invasieve soorten (Tabel 2).

Tabel 2: Overzicht van de verschillende statistische testen die gebruikt werden.

Statistische test	Toelichting
Pearson correlatie test	De volgende hypothese wordt getest: H_0 : het percentage van de invasieve soort is niet gecorreleerd met de reflectantie-waarden. H_1 : het percentage van de invasieve soort is gecorreleerd met de reflectantie H_0 wordt verworpen wanneer $p < 0,05$
Two sample t-test	De volgende hypothese wordt getest: H_0 (Detectie) : Er is geen verschil in de gemiddelde reflectantie voor een bepaalde golflengte tussen soort 1 en 2. H_0 (Impact) : Er is geen verschil in de gemiddelde reflectantie van een inheemse soort tussen plots met invasie en plots zonder invasie (impact) H_1 (Detectie) : Soort 1 heeft gemiddeld een grotere reflectantie dan soort 2 (rechter t-test), soort 1 heeft gemiddeld een lagere reflectantie dan soort 2 (linker t-test). H_1 (Impact) : De inheemse soort heeft gemiddeld een hogere reflectantie in plots met invasie dan plots zonder invasie (rechter t-test), de inheemse soort heeft een gemiddeld lagere reflectantie in plots met invasie dan plots zonder (linker t-test). H_0 wordt verworpen wanneer $p < 0,05$
Shapiro-Wilk test	De volgende hypothese wordt getest: H_0 : de gegevens komen uit een normale verdeling H_1 : de gegevens komen niet uit een normale verdeling H_0 wordt verworpen wanneer $p < 0,05$
Wilcoxon matched pairs test	Niet parametrische tegenhanger van de gepaarde t-test. De volgende hypothese wordt getest: H_0 : er is geen verschil in de procentuele bedekkingsgraad van alle soorten tussen juli en september H_1 : er is een verschil in de procentuele bedekkingsgraad van alle soorten tussen juli en september H_0 wordt verworpen wanneer $p < 0,05$
Spearman correlatie test	De volgende hypothese wordt getest: H_0 : de variabelen zijn niet gecorreleerd H_1 : de variabelen zijn gecorreleerd H_0 wordt verworpen wanneer $p < 0,05$
Mann-Whitney U test	De volgende hypothese wordt getest: H_0 : Er is geen verschil in verdeling (van de gebruikte variabele) tussen de plaats op de berm (meer naar waterkant toe of hoger op de berm) H_1 : Er is een verschil in verdeling (van de gebruikte variabele) tussen de plaats op de berm (meer naar waterkant toe of hoger op de berm). H_0 wordt verworpen wanneer $p < 0,05$

3. RESULTATEN

3.1. Karakteriseren van de invasieve soorten

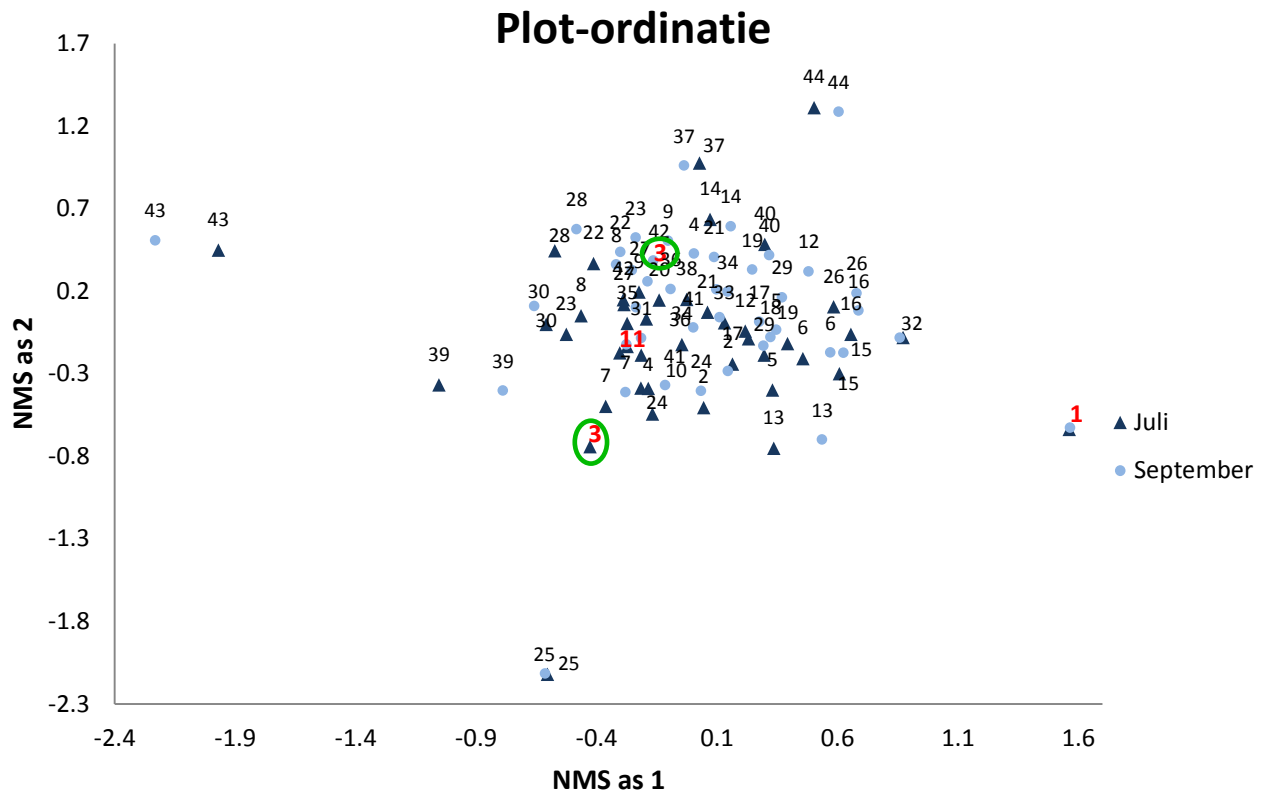
3.1.1 Vegetatieopnames

Op basis van een NMS-analyse werd een plot-ordinatie uitgevoerd op de data van de vegetatieopnames van juli en september (Fig. 9). De uitkomst van de plot-ordinatie kan worden weergegeven als een puntenwolk waar elk punt een plot voorstelt. De meeste plots liggen centraal in één cluster, deze plots vertonen een grote gelijkheid in soortensamenstelling. Het merendeel van deze plots bevat een mix van inheemse kruiden en invasieve soorten. Plot 1, 25, 43, 44 en 39 liggen uit de cluster. Deze plots bevatten respectievelijk 100% *I. glandulifera*, 100% *P. australis*, 100% *R. fruticosus*, 85% *P. hybridus*, 95% *U. dioica*. Op de rand van de cluster liggen plot 37 (90% *C. sepium*), plot 13 (30% *F. excelsior* en 10% *C. avellana*), plot 28 (25% *U. dioica* en 20% *C. sepium*) en plot 30 (20% *H. mantegazzianum*, 25% *U. dioica* en 25% *R. fruticosus*). In tabel 3 worden de soorten weergegeven die hier besproken worden.

Tabel 3: Lijst van soorten die besproken worden in resultaten en discussie

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam
<i>Impatiens glandulifera</i>	Reuzenbalsemien
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	Reuzenberenklauw
<i>Fallopia japonica</i>	Japane duizendknoop
<i>Urtica dioica</i>	Grote brandnetel
<i>Rubus fruticosus</i>	Gewone braam
<i>Convolvulus sepium</i>	Haagwinde
<i>Phragmites australis</i>	Riet
<i>Petasites hybridus</i>	Groot hoefblad
<i>Fraxinus excelsior</i>	Es
<i>Corylus avellana</i>	Hazelaar
<i>Heracleum sphondylium</i>	Gewone berenklauw

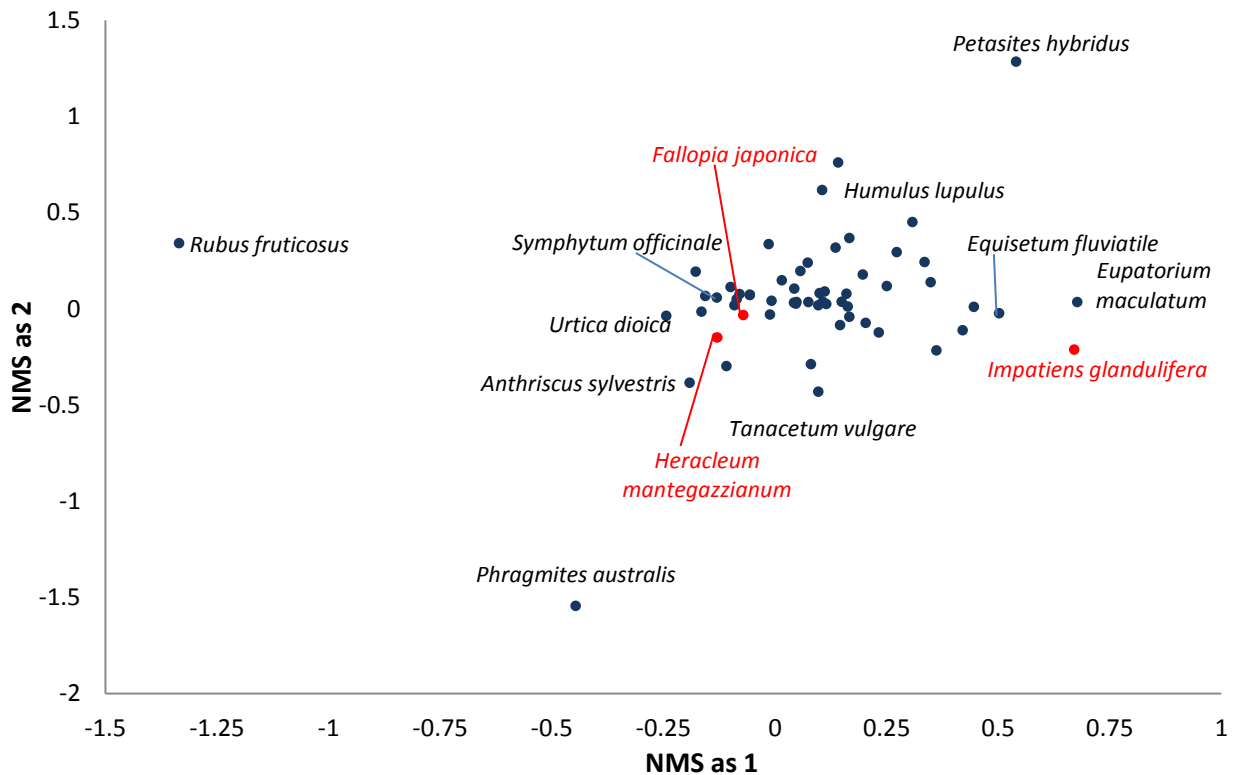
De soortensamenstelling van de plots ondergaat een significante verschuiving tussen juli en augustus. Dit verschil is zowel significant voor zowel de eerste als de tweede NMS-as (Wilcoxon test, $T=116$, $p<0,0001$ en Wilcoxon test, $T=86$; $p<0,0001$ respectievelijk). De verschuiving is het grootst voor plot 3 (Fig. 15). Deze plot had in juli een bedekking van 95% *H. mantegazzianum*, terwijl dit in september afgenomen is tot een bedekking van 50%. De tabel met vegetatie-opnames is opgenomen in het addendum (Addendum 6).



Figuur 9: Plot-ordinatie van de 44 plots langs de Dijle, voor juli en september. Elk punt stelt een plot van 2x2 m voor. Hoe dichter de plots bij elkaar liggen, hoe groter de gelijkheid in soortensamenstelling tussen de plots. Homogene plots met de invasieve soorten worden in het rood aangegeven, i.e., plot 1 (100% *I. glandulifera*), plot 11 (100% *F. japonica*) en plot 3 (95-50% *H. mantegazzianum*). In het groen is plot 3 aangegeven. Deze vertoont een grote verschuiving tussen juli en september.

Bij de soorten-ordinatie (Fig. 10) stelt elk punt een soort voor. Hoe dichter de soorten bij elkaar liggen, hoe meer gelijkend hun verdeling is over de vegetatie-opnames. Punten die ver uit elkaar liggen zijn soorten die zelden of nooit samen voorkomen. De meerderheid van de soorten ligt in een centrale cluster. *P. australis*, *R. fruticosus* en *P. hybridus* liggen uit de cluster en komen niet veel voor met andere soorten. De invasieve soort *I. glandulifera* valt ook meer uit de cluster van punten en komt minder voor met de inheemse soorten dan de andere twee invasieve soorten.

Soorten-ordinatie



Figuur 10: Soorten-ordinatie van 58 soorten, elk punt stelt een soort voor. Enkel de namen van de veel voorkomende soorten zijn weergegeven. De invasieve soorten worden in het rood weergegeven.

3.1.2. Bodemvariabelen

De soortensamenstelling in de plots kan gerelateerd zijn aan de bodemvariabelen. Of een plantensoort kan voorkomen op een bepaalde plaats hangt mee af van de lokale abiotische factoren. Invasieve soorten kunnen eveneens de bodemeigenschappen wijzigen. Aan de hand van een Spearman rank correlatie-analyse (Tabel 4) werd er gekeken of er een verband is tussen de NMS-scores van de plot-ordinatie en de bodemvariabelen. Beide assen vertonen significante correlaties met bodemvariabelen. De waarden van de eerste NMS-as van zowel juli als september is significant positief gecorreleerd met het vochtgehalte, organisch stofgehalte en nitraatgehalte. Zo hebben plot 1 (100% *I. glandulifera*) en plot 32 de hoogste score voor NMS-as 1, en hebben deze plots het hoogste vocht-, organisch stofgehalte en nitraatconcentratie. De tweede NMS-as voor juli en september is significant negatief gecorreleerd met het gehalte aan fosfor in de bodem. Hoe hoger de plots liggen ten opzichte van NMS-as 2, hoe lager het fosfaatgehalte.

Tabel 4: Correlatiecoëfficiënten (Spearman Rank) voor de correlatie tussen NMS assen met bodemvariabelen. De significante correlaties (p-waarde < 0,05) zijn weergegeven door de lichtgrijze vakjes.

	NMS-as 1 Juli	NMS-as 2 Juli	NMS-as 1 September	NMS-as 2 September
Vochtgehalte	0,31 (p=0,042)	0,033 (p=0,830)	0,29 (p=0,049)	0,08 (p=0,601)
Organisch stofgehalte	0,42 (p=0,004)	-0,15 (p=0,324)	0,43 (p=0,003)	-0,07 (p=0,628)
Nitraatgehalte	0,39 (p=0,008)	-0,22 (p=0,152)	0,39 (p=0,008)	-0,23 (p=0,127)
Ammoniumgehalte	0,21 (p=0,168)	-0,25 (p=0,102)	0,26 (p=0,088)	-0,11 (p=0,454)
Fosforgehalte	0,20 (p=0,194)	-0,35 (p=0,018)	0,16 (p=0,300)	-0,37 (p=0,012)
pH (KCl)	-0,18 (p=0,231)	0,28 (p=0,069)	-0,25 (p=0,107)	0,18 (p=0,227)

Specifiek voor de invasieve soorten werd nagegaan of hun voorkomen in verband staat met de bodemeigenschappen (Tabel 5). Het percentage aan *I. glandulifera* is significant positief gecorreleerd met het gehalte aan vocht, organische stof, nitraat en fosfor, en marginaal significant aan het ammoniumgehalte. Daarentegen is *F. japonica* significant negatief gecorreleerd met het organische stofgehalte en het nitraatgehalte, terwijl er voor *H. mantegazzianum* geen significante correlaties met bodemvariabelen gevonden konden worden. Hoe meer *F. japonica* in een plot aanwezig is, hoe minder organische stof en nitraat er in de bodem gevonden werd. De correlaties tussen de bedekkingsgraad en bodemvariabelen zijn gelijkaardig in september, tenzij voor het ammoniumgehalte dat significant wordt en het fosforgehalte dat niet meer significant is.

Tabel 5: Correlatiecoëfficiënten (Spearman Rank) voor de correlatie tussen het percentage *I. glandulifera* (*I. gland*), *Heracleum mantegazzianum* (*H. mant*) en *Fallopia japonica* (*F. japo*) en de bodemvariabelen. Significante correlaties zijn weergegeven door de lichtgrijze vakjes (met p-waarde < 0,05).

	<i>I. gland</i> Juli	<i>I. gland</i> September	<i>H. mant</i> Juli	<i>H. mant</i> September	<i>F. japo</i> Juli	<i>F. japo</i> September
Vochtgehalte	0,35 (p=0,018)	0,28 (p=0,068)	-0,24 (p=0,112)	-0,22 (p=0,144)	-0,27 (p=0,071)	-0,28 (p=0,063)
Organisch stofgehalte	0,44 (p=0,003)	0,35 (p=0,017)	-0,03 (p=0,808)	0,02 (p=0,879)	-0,40 (p=0,006)	-0,41 (p=0,005)
Nitraatgehalte	0,53 (p<0,001)	0,48 (p=0,001)	-0,22 (p=0,155)	-0,13 (p=0,378)	-0,30 (p=0,044)	-0,31 (p=0,039)
Ammoniumgehalte	0,25 (p=0,097)	0,30 (p=0,048)	0,17 (p=0,273)	0,19 (p=0,207)	-0,10 (p=0,495)	-0,10 (p=0,517)
Fosforgehalte	0,34 (p=0,024)	0,24 (p=0,112)	-0,19 (p=0,206)	-0,10 (p=0,507)	0,05 (p=0,749)	0,04 (p=0,794)
pH (KCl)	-0,13 (p=0,381)	-0,17 (p=0,249)	-0,11 (p=0,459)	-0,08 (p=0,581)	0,02 (p=0,910)	0,01 (p=0,955)

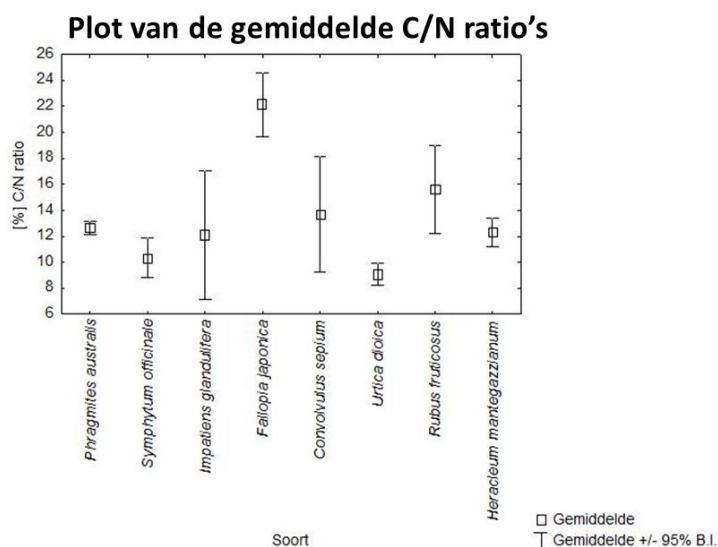
3.1.3. De ligging van de plots op de berm

De bedekkingsgraad van de invasieve soorten verschilt naargelang de plaats op de berm. Voor de vegetatie-opnames van juli tonen Mann-Whitney U testen aan dat het gemiddelde percentage van *I. glandulifera* significant hoger is dicht bij het water dan bovenaan de berm ($Z=-2,07$, $p=0,0388$). Daarentegen verschillen de gemiddelde bedekkingspercentages van *H. mantegazzianum* en *F. japonica* niet significant naargelang hun plaats op de berm ($Z=1,52$, $p=0,127$, $Z=1,397$, $p=0,162$ respectievelijk). Het gemiddelde percentage van *H. mantegazzianum* ligt hoger voor bovenaan de berm (17,86 %) tegenover het percentage onderaan de berm (8,75%). Dit is ook zo voor *F. japonica* met 11,77 % bovenaan tegenover 2,9 % onderaan. In september verschilt het percentage van zowel *I. glandulifera* als *H. mantegazzianum* marginaal significant tussen plots bovenaan en plots onderaan de berm ($Z=1,716$, $p=0,086$; $Z= 1,838$, $p=0,066$), terwijl voor de locatie op de berm van *F. japonica* er geen significant verschil is in september ($Z=1,429$, $p=0,153$).

Naast de soortensamenstelling, verschillen een aantal bodemvariabelen afhankelijk van de ligging van de plot op de berm. Zowel het vochtgehalte als het organisch stofgehalte zijn significant hoger voor de plots onderaan de berm ($Z=2,232$, $p=0,0256$; $Z=-2,501$, $p=0,026$). Het gemiddelde nitraatgehalte is marginaal significant hoger onderaan de berm ($Z= -1,891$, $p=0,0586$). Het gehalte aan fosfor is eveneens marginaal significant hoger onderaan de berm ($Z=-1,793$, $p=0,072$), terwijl het gehalte aan ammonium en de pH niet significant verschilt met de positie op de berm.

3.1.4. Bladstalen

Fig. 11 toont dat de gemiddelde koolstof-stikstof verhouding in de bladstalen van *F. japonica* beduidend hoger is dan de rest van de bladstalen. Door het hoge C/N gehalte kan *F. japonica* veel biomassa aanmaken en snel groot worden.



Figuur 11: Plot van de gemiddelde C/N-ratio's van de verschillende soorten, met het betrouwbaarheidsinterval.

3.2. Detectie van de invasieve soorten

Voor de resultaten van de detectie van de invasieve soorten met hyperspectrale *remote sensing* wordt er opgeschaald van blad naar plant tot plotniveau. In de volgende paragrafen wordt ieder van deze detectieniveaus verder in detail besproken.

3.2.1. Bladniveau

De bladspectra van *I. glandulifera* (Fig. 12, a) zijn het best onderscheidbaar (i.e. hoge SI waarde) van *R. fruticosus* in het NIR en het SWIR gedeelte (rond 2000 nm en 2400 nm), van *C. sepium* in het NIR, van *P. australis* in het SWIR (rond 2300 nm) en in het VIS (rond 450 nm). Zoals de andere invasieve soorten vertoont *I. glandulifera* hoge SI-waarden bij *F. japonica* in het SWIR gedeelte, terwijl er geen grote verschillen met *H. mantegazzianum* zijn over het gehele spectrum (SI < 0.4). De t-test (Fig. 12, d) komt in het algemeen overeen met de SI-waarden. Bij de golflengten waar de SI-waarden het grootst zijn, is de t-test zeer significant. Deze test toont dat de gemiddelde reflectantie-waarden van *I. glandulifera* significant hoger liggen in het NIR dan bij de andere soorten. In het SWIR ligt de reflectantie van *I. glandulifera* eveneens significant hoger dan de reflectantie van *S. officinale* en *P. australis*. De reflectantie-waarden van *I. glandulifera* liggen in het SWIR tussen 2000 en 2450 nm significant lager dan die van *R. fruticosus*, *U. dioica* en *H. sphondylium*. Ook in het VIS rond 400 nm ligt de reflectantie lager dan voor de inheemse soorten. De reflectantie-waarden van *I. glandulifera* liggen significant hoger dan die van de andere invasieve soorten over het gehele spectrum. De gemiddelde spectra van elke soort worden ter illustratie in het addendum weergegeven (Addendum 3, a).

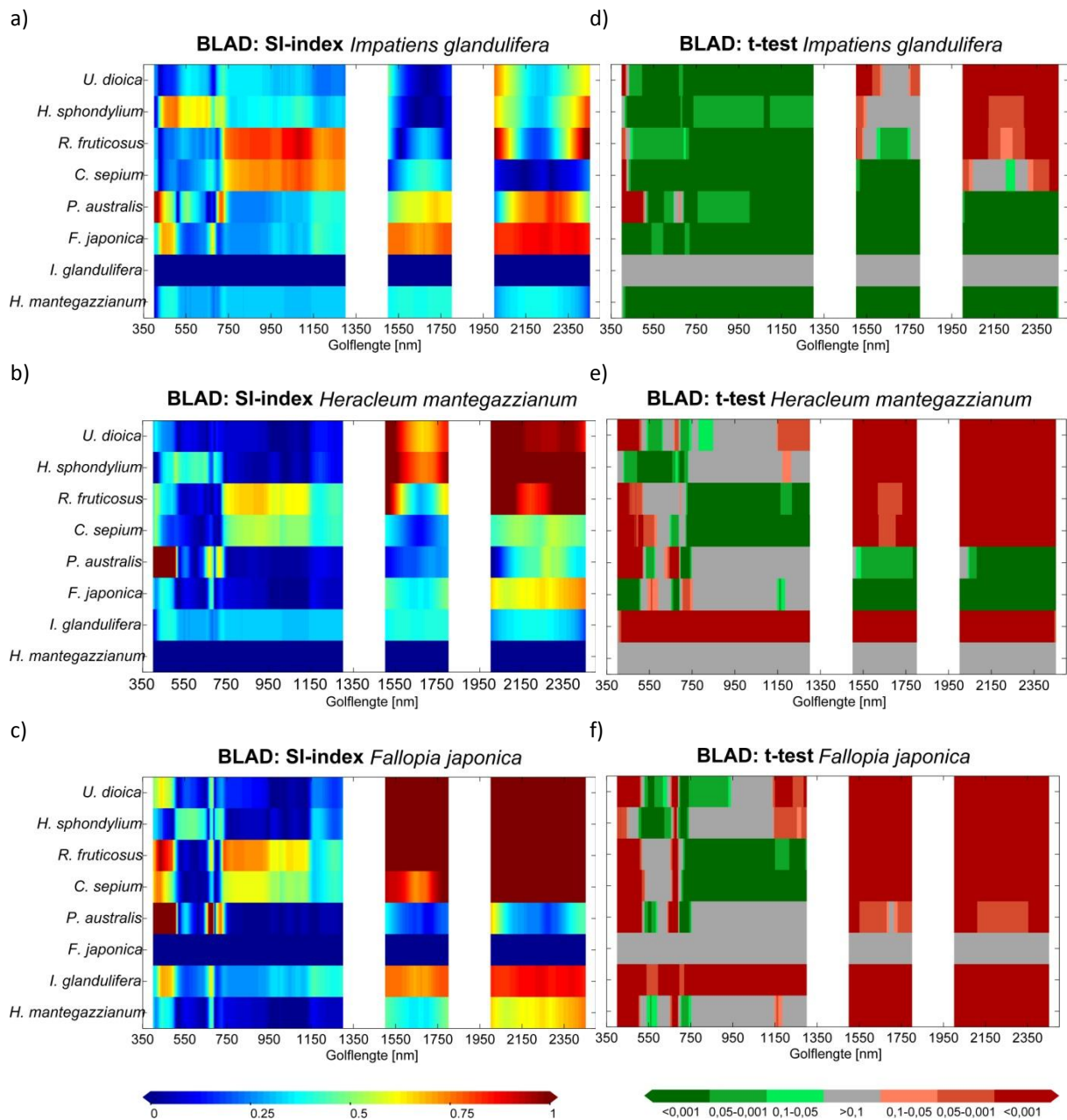
H. mantegazzianum verschilt spectraal sterk van vier inheemse soorten (Fig. 12, b). *U. dioica*, *H. sphondylium* en *R. fruticosus* in het SWIR en bij *P. australis* in het VIS (rond 400 nm). Voor *R. fruticosus* en *C. sepium* is er in het NIR ook een relatief hoge SI-waarde. Voor de invasieve soort *F. japonica*, in vergelijking met *H. mantegazzianum*, vertoont deze de hoogste SI-waarde in het SWIR (tussen 2000 en 2450 nm). De reflectantie van *H. mantegazzianum* ligt in het VIS significant lager dan *U. dioica*, *R. fruticosus*, *C. sepium* en *P. australis* en in het SWIR significant lager dan *U. dioica*, *H. sphondylium*, *R. fruticosus* en *C. sepium*. De reflectantie van *H. mantegazzianum* ligt hoger in het NIR dan de reflectantie van *R. fruticosus*, *S. officinale*, *C. sepium* en in het SWIR bij *S. officinale* en *P. australis* (Fig. 12, e). Bij de invasieve soorten zijn de reflectantie-waarden van *H. mantegazzianum* significant hoger in het SWIR en VIS dan *F. japonica*. De reflectantie-waarden van *H. mantegazzianum* liggen voor het hele spectrum significant lager dan *I. glandulifera*, deze verhouding werd al bij Fig. 12d ook aangetoond.

Voor *F. japonica* (Fig. 12, c) zijn de hoogste SI-waarden waar te nemen bij *U. dioica*, *H. sphondylium*, *R. fruticosus* en *C. sepium* in het SWIR en bij *P. australis* in het VIS (rond de 450 nm). *F. japonica* verschilt spectraal sterk van beide invasieve soorten in het SWIR. De

reflectantie van *F. japonica* ligt significant lager in het VIS (rond de 400 nm) en in het SWIR ten opzichte van alle andere soorten in de analyse, terwijl ze sterk significant hoger ligt tegenover *R. fruticosus* en *C. sepium* in het NIR (Fig. 12, f). Ten slotte ligt het gehele spectrum van *F. japonica* significant lager dan dat van *I. glandulifera*.

Van de originele reflectanties werden de eerste afgeleiden berekend, zodat ruis uitgefilterd werd. De eerste afgeleiden geven eerder de veranderingen in reflectantie-waarden aan dan de grootte van deze waarden. De SI-index van de eerste afgeleide (Addendum 4, a-c) van de bladspectra vertonen ongeveer dezelfde trends. Er zijn enkele verschillen op te merken. De verschillen tussen de invasieve soorten en *C. sepium* hebben over het algemeen geen banden die sterk spectraal verschillen van de invasieve soorten. Voor *I. glandulifera* tonen de afgeleide waarden van 1500-1750 nm een hoge SI-waarde terwijl dit voor de originele reflectanties niet zo was. Bij *H. mantegazzianum* en *F. japonica* vertonen *U. dioica* en *H. sphondylium* een hoge SI waarde bij enkele golflengten in het NIR terwijl ze voor de oorspronkelijke reflectanties een lage SI waarde hebben voor die golflengten.

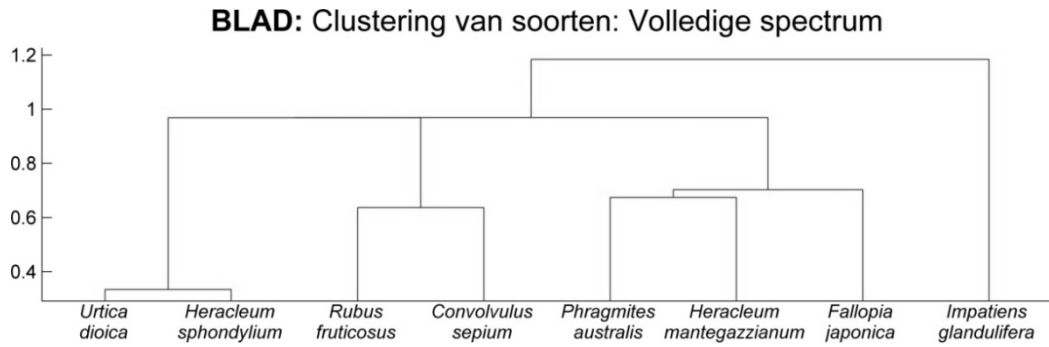
De clusteranalyse (Fig. 13) clustert de verschillende soorten op basis van verschillen in de reflectantie. Het valt op dat *I. glandulifera* bijna altijd in een aparte groep geclusterd wordt. Dit is zo wanneer er naar het gehele spectrum, het VIS en het NIR apart gekeken wordt (Fig. 13, a, b en c). *H. mantegazzianum* en *F. japonica* kunnen steeds tot op het derde tot vijfde niveau van clustering in eenzelfde cluster worden teruggevonden. Voor het volledige spectrum wordt *F. japonica* op het laatste clusterniveau apart geclusterd van *H. mantegazzianum* en *P. australis*. Bij de clustering specifiek op het visuele deel vallen eerst *I. glandulifera*, *H. sphondylium* en *P. australis* apart. Daarna worden *H. mantegazzianum* en *F. japonica* met de overige soorten in een cluster ondergebracht. Voor de clusteranalyse van het NIR-deel van het spectrum worden *H. mantegazzianum* en *F. japonica* samen in een cluster gegroepeerd. Op basis van de reflectantie-waarden in het SWIR worden *P. australis*, *F. japonica* en *H. mantegazzianum* geclusterd en wordt *I. glandulifera* samen met de andere soorten in een tweede cluster gegroepeerd (Fig. 13, d).



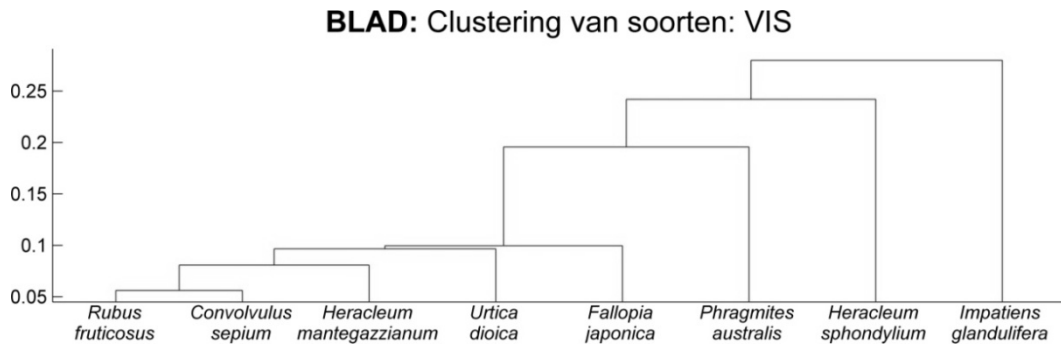
Figuur 12 (a-c): 'Separability index' tussen de bladspectra van de invasieve soorten (*I. glandulifera* (a), *H. mantegazzianum* (b), *F. japonica* (c)) en vijf inheemse en drie invasieve soorten. Hoe hoger de SI-waarde, hoe meer de reflectantie van de invasieve soort verschilt van de soort waarmee deze vergeleken wordt voor die golflengte.

Figuur 12 (d-f): Ongepaarde two-sample t-test voor de bladspectra van drie invasieve en vijf inheemse soorten met de invasieve soorten *I. glandulifera* (d), *H. mantegazzianum* (e) en *F. japonica* (f) voor iedere golflengte. De kleuren geven aan of de invasieve soort significant hoger of lager ligt tegenover de soort waarmee vergeleken wordt, terwijl de helderheid van de kleuren de p-waarde van de t-test weergeeft. Een donkerrode kleur geeft weer dat de nulhypothese van de linksezijdige t-test verworpen wordt voor een bepaalde golflengte. Dit betekent dat de reflectantie van de invasieve soort significant lager ligt dan de soort waarmee vergeleken wordt voor die golflengte. De donkergroene waarden tonen aan dat de nulhypothese van de rechtsezijdige t-test wordt verworpen en dat voor die bepaalde golflengte de reflectantie van de invasieve soort significant hoger ligt dan de reflectantie van de inheemse soorten of de andere invasieve soorten. Een lichtgroene en lichtrode kleur duiden op een marginale significantie en een grijze kleur duidt de golflengte aan zonder significante verschillen.

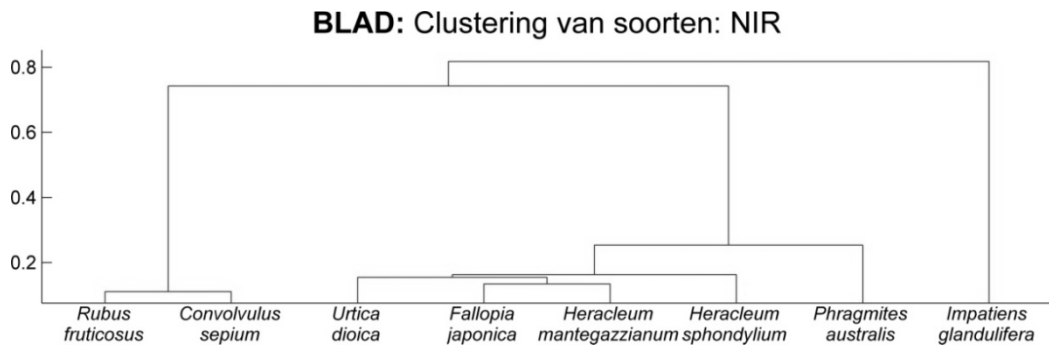
a)



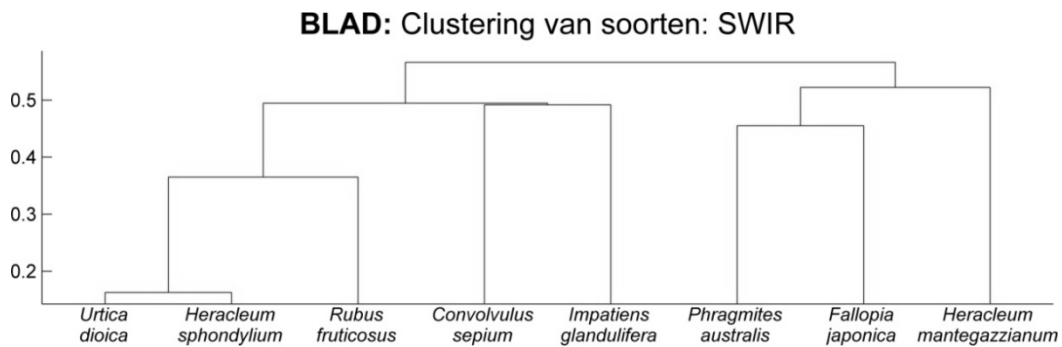
b)



c)



d)



Figuur 13: Hiërarchische clusteranalyse op basis van de bladreflectanties van de verschillende soorten. De clusteranalyse wordt op het gehele spectrum van de soorten (a), op het visuele deel (VIS) van het spectrum (b), op het nabije infrarode (NIR) gebied (c) en op het short wavelength infrarode (SWIR) deel (d) uitgevoerd.

3.2.2. Plantniveau

De plantspectra van *I. glandulifera* (Fig. 14, a) zijn het best onderscheidbaar van de inheemse soorten in het NIR. Voor *R. fruticosus* wordt ook een hoge SI-waarde bekomen in het SWIR. In het NIR wordt de hoogste SI waarde bekomen bij *F. japonica*. Deze gebieden komen overeen met de significante waarden van de t-test (Fig. 14, d). De reflectantie-waarden van *I. glandulifera* liggen significant lager in het NIR dan de inheemse en de andere invasieve soorten. In het SWIR ligt de reflectantie van *I. glandulifera* ook significant lager dan de reflectanties van *R. fruticosus*, *C. sepium*, en delen van *F. japonica* en *H. mantegazzianum*. Dit is tegenovergesteld aan de bladspectra, waar de reflectantie van *I. glandulifera* significant hoger lag in het NIR. De gemiddelde waarden voor de plantspectra zijn weergegeven in het addendum (Addendum 3, b).

De spectra van *H. mantegazzianum* verschillen het sterkst van de inheemse soorten in het VIS (Fig. 14, b). SI-waarden bij *U. dioica*, *R. fruticosus* in het SWIR en bij *C. sepium* in het NIR zijn vrij hoog. Bij de invasieve soorten zijn de SI-waarden in het VIS en in het NIR hoog. Deze verschillen zijn ook waar te nemen bij de t-test (Fig. 14, e). De reflectantie-waarden van *H. mantegazzianum* in het VIS liggen marginaal tot sterk significant hoger dan deze van de inheemse soorten. In het NIR ligt de reflectantie van *H. mantegazzianum* significant lager dan *C. sepium* en in het SWIR zijn de verschillen te zien bij de SI-index ook significant. De reflectantie van *H. mantegazzianum* ligt significant lager in het NIR en hoger in het VIS dan *F. japonica*. De relatie tussen *H. mantegazzianum* en *I. glandulifera* is hierboven al vermeld. Deze resultaten verschillen sterk van de bladspectra. De grootste verschillen bij de bladspectra zijn waar te nemen in het SWIR, terwijl bij de plantspectra de grote verschillen meer in het VIS te vinden zijn. De reflectantie van *H. mantegazzianum* ligt bij de bladspectra significant lager in het VIS dan de reflectantie van de meeste andere soorten in plaats van hoger bij de plantspectra. In het SWIR zijn de verschillen sterk significant bij de bladspectra voor alle soorten, in tegenstelling tot de enkele soorten en gebieden bij de plantspectra. De reflectantie-waarden van de bladspectra van *H. mantegazzianum* liggen voor het gehele spectrum significant lager dan *I. glandulifera*, hoewel de reflectantie van *H. mantegazzianum* significant hoger ligt bij de plantspectra. Bij *F. japonica* ligt de reflectantie sterk significant lager dan *H. mantegazzianum* in het SWIR bij de bladspectra, en de waarden in het NIR zijn niet significant verschillend. Dit verschilt van de gevonden significanties bij de plantspectra.

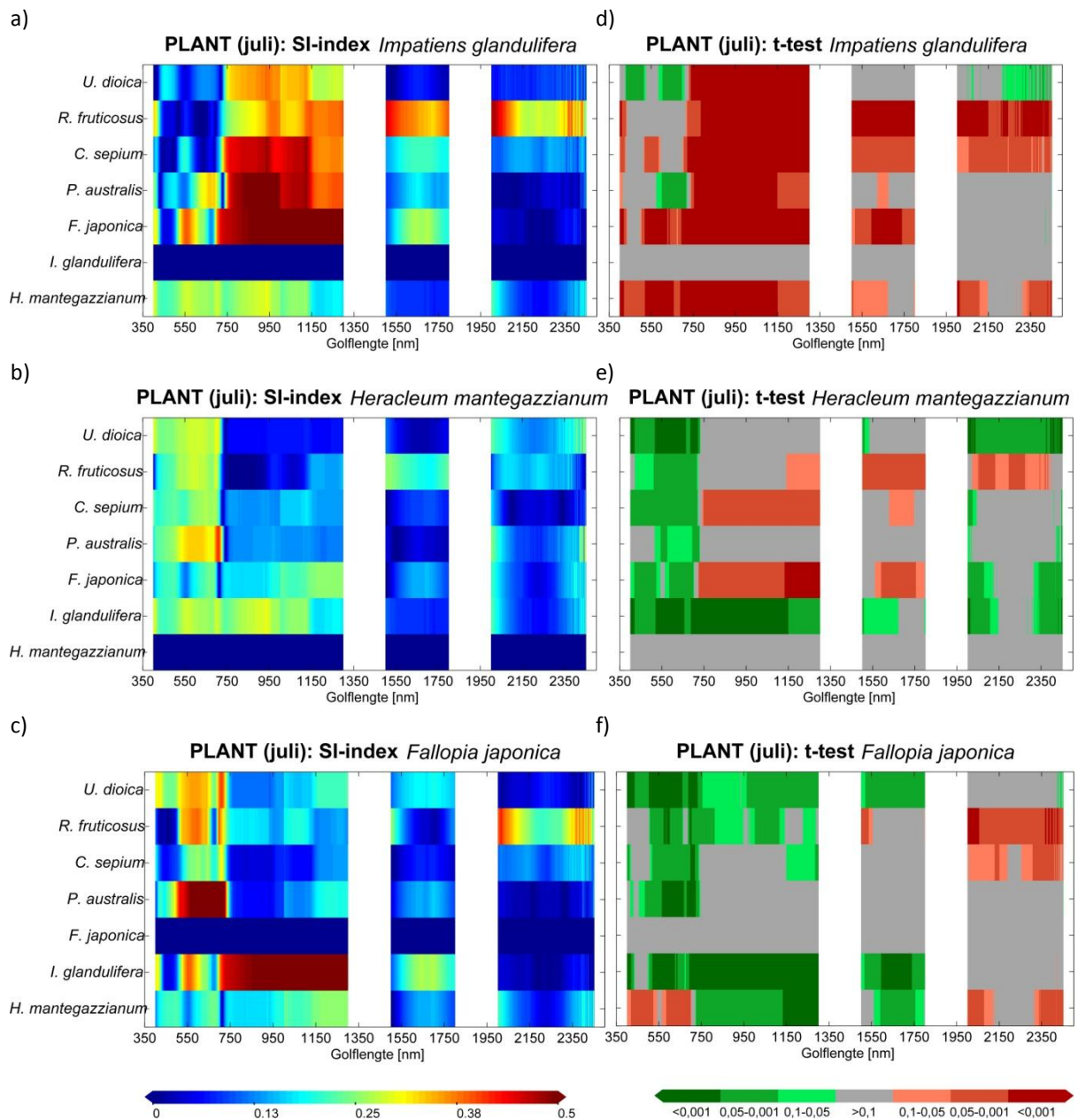
De hoogste SI-waarde voor *F. japonica* (Fig. 14, c) wordt bekomen bij *P. australis* in het VIS vanaf 450 nm en bij *I. glandulifera* in het NIR. Over het algemeen liggen de SI-waarden vrij hoog in het VIS. Voor *R. fruticosus* zijn er hoge SI-waarden te vinden in het SWIR rond 2000 nm en 2400 nm. Op de plaatsen waar de van de SI-index hoog ligt zijn de reflectantie-waarden ook significant verschillend (Fig. 14, f). De reflectantie-waarden voor *F. japonica* rond de 600 zijn significant hoger dan de reflectantie van de inheemse soorten. Zoals eerder vermeld ligt de reflectantie van *F. japonica* significant hoger in het VIS vanaf 500 nm, in het

NIR en in het SWIR tot 1800 nm dan *I. glandulifera*. In het VIS ligt de reflectantie van *F. japonica* significant lager en in het NIR significant hoger dan de reflectantie van *H. mantegazzianum*. Dit verschilt van de bladspectra, waar de reflectantie van *F. japonica* significant lager ligt in het SWIR voor alle andere soorten. Ook de relatie tussen *F. japonica* in het VIS en de andere soorten is anders bij de bladspectra en de relatie tussen *F. japonica* en *I. glandulifera* is het tegenovergestelde.

Hoewel er kleine verschillen zijn in de SI-index tussen juli en september (Addendum 5), blijven de algemene patronen behouden. In het VIS worden de verschillen tussen *H. mantegazzianum* en de inheemse soorten groter (Addendum 5, b). De t-test van de september data vertoont over het algemeen dezelfde resultaten als die voor de juli data (Addendum 5, d-f).

De SI-index van de eerste afgeleide (Addendum 4, d-f) van de plantspectra geeft over het algemeen ongeveer dezelfde trends weer. Naast de sterke verschillen in het NIR worden bij de afgeleide waarden van *I. glandulifera* in het VIS rond 400 nm hoge SI-indices bekomen in vergelijking met de inheemse soorten. Voor *H. mantegazzianum* zijn de SI-waarde in het VIS relatief hoog bij zowel originele data als de eerste afgeleiden ($SI > 0.2$). In het SWIR van 1550 tot 1750 nm worden hoge SI waarden bekomen voor de afgeleide reflectantie van *F. japonica* en de andere soorten.

De clusteranalyse groepeert de verschillende soorten. *I. glandulifera* wordt apart geclusterd voor het volledige spectrum (Fig. 15, a) en het NIR (Fig. 15, c). Dit komt voor het NIR overeen met Fig. 14 (a) waar het opvalt dat in het NIR grote verschillen liggen met de inheemse soorten en met de twee andere invasieve soorten. In het VIS (Fig. 15, b) wordt *I. glandulifera* op het laatste niveau van clustering met *R. fruticosus* geclusterd, en in het SWIR met *U. dioica*. *H. mantegazzianum* wordt apart geclusterd voor de reflectantie-waarden van het VIS, dit komt overeen met de hogere SI-indices in het VIS in Fig. 14 (b). Voor het volledige spectrum wordt *H. mantegazzianum*, na *I. glandulifera*, ook apart geclusterd. *F. japonica* wordt bij het VIS en NIR en SWIR op het tweede niveau van clustering apart geclusterd, terwijl voor het volledige spectrum *F. japonica* pas op het vierde niveau apart gezet wordt samen met *U. dioica*, *P. australis* en *C. sepium*.

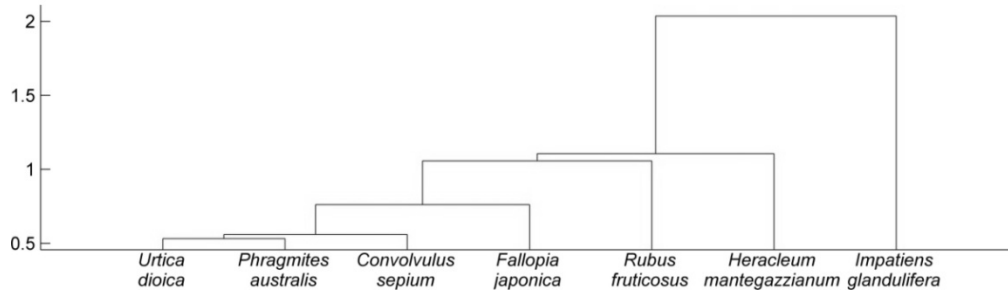


Figuur 14 (a-c): 'Separability index' tussen de plantspectra van de invasieve soorten (*I. glandulifera* (a), *H. mantegazzianum* (b), *F. japonica* (c)) en vier inheemse en drie invasieve soorten. Hoe hoger de SI-waarde, hoe meer de reflectantie van de invasieve soort verschilt van de soort waarmee deze vergeleken wordt voor die golflengte.

Figuur 14 (d-f): Ongepaarde two-sample t-test voor de spectra van planten van drie invasieve en vier inheemse soorten met de invasieve soorten *I. glandulifera* (d), *H. mantegazzianum* (e) en *F. japonica* (f) voor iedere golflengte. De kleuren geven aan of de invasieve soort significant hoger of lager ligt tegenover de soort waarmee vergeleken wordt, terwijl de helderheid van de kleuren de p-waarde van de t-test weergeeft. Een donkerrode kleur geeft weer dat de nulhypothese van de linksezijdige t-test verworpen wordt voor een bepaalde golflengte. Dit betekent dat de reflectantie van de invasieve soort significant lager ligt dan de soort waarmee vergeleken wordt voor die golflengte. De donkergroene waarden tonen aan dat de nulhypothese van de rechtsezijdige t-test wordt verworpen en dat voor die bepaalde golflengte de reflectantie van de invasieve soort significant hoger ligt dan de reflectantie van de inheemse soorten of de andere invasieve soorten. Een lichtgroene en lichtrode kleur duiden op een marginale significantie en een grijze kleur duidt de golflengten aan zonder significante verschillen.

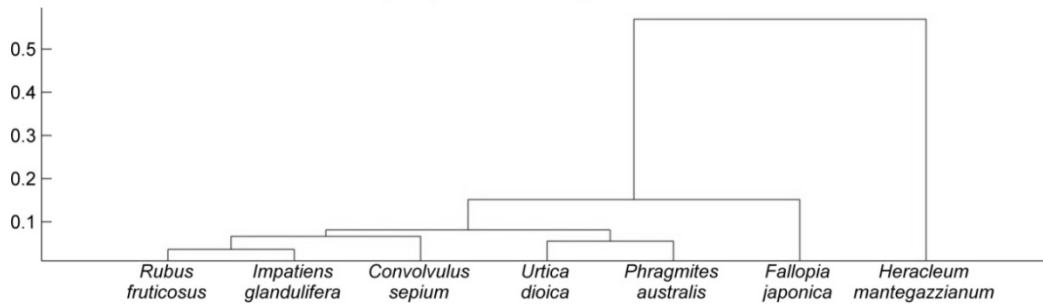
a)

PLANT (juli): Clustering van soorten: Volledige spectrum



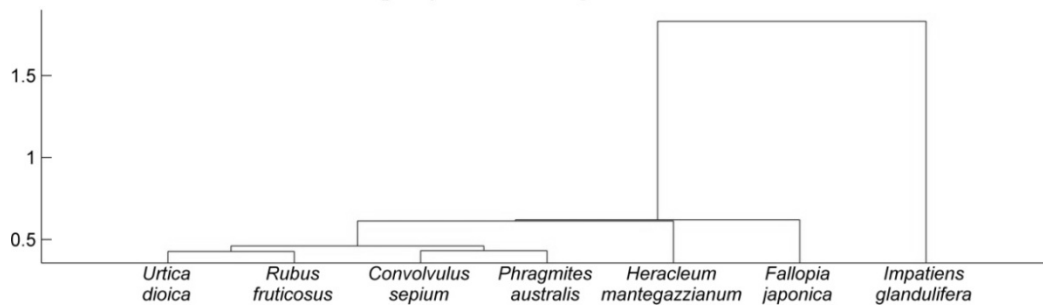
b)

PLANT (juli): Clustering van soorten: VIS



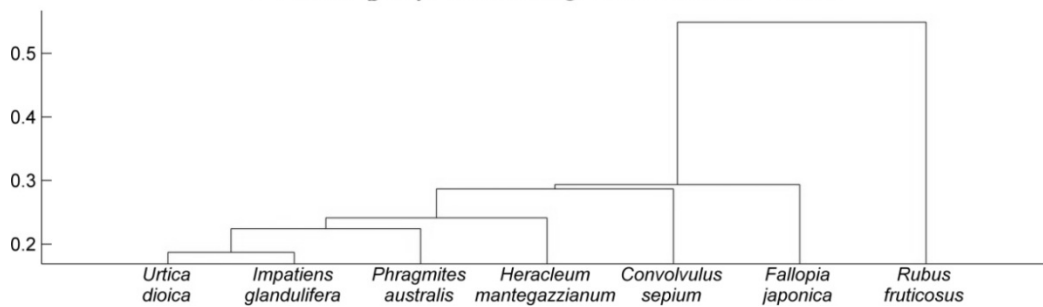
c)

PLANT (juli): Clustering van soorten: NIR



d)

PLANT (juli): Clustering van soorten: SWIR



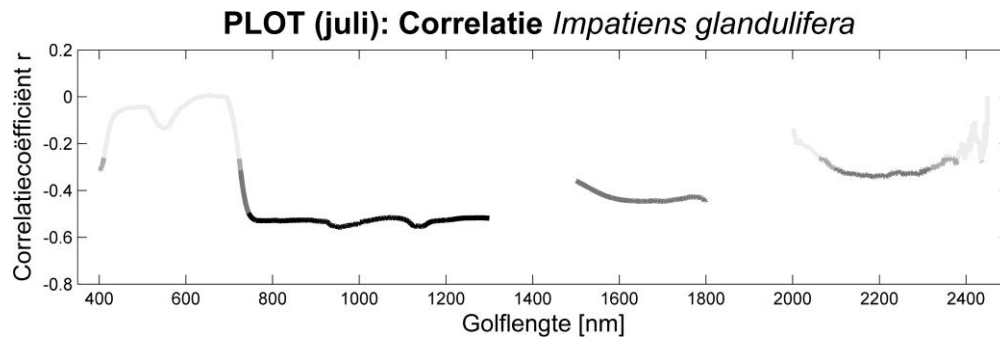
Figuur 15: Hiërarchische clusteranalyse op basis van de reflectanties (plantspectra) van de verschillende plantensoorten. De clusteranalyse wordt op het gehele spectrum van de soorten (a), op het visuele deel (VIS) van het spectrum (b), op het nabije infrarode (NIR) gebied (c) en op het short wavelength infrarode (SWIR) deel (d) uitgevoerd.

3.2.3. Plotniveau

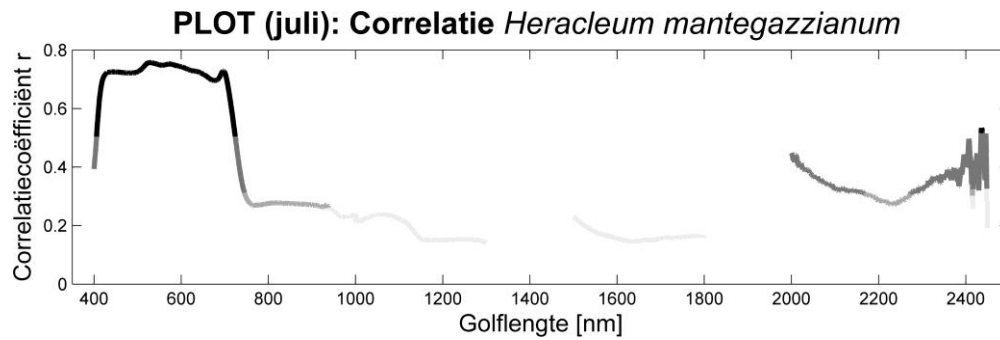
Op plotniveau wordt gekeken of de karakteristieken in het spectra van de invasieve soorten die op lagere niveaus zijn waargenomen (zie 3.2.1 en 3.2.2) ook te zien zijn wanneer alle metingen in een plot gebruikt worden. De correlatie tussen de bedekkingsgraad van *I. glandulifera* (Fig. 16, a) en de reflectantie-waarden voor alle plots is sterk significant voor het NIR en significant voor delen van het SWIR. Uit de negatieve correlatiecoëfficiënt volgt dat wanneer het percentage van *I. glandulifera* toeneemt in een plot de reflectantie-waarden dalen. Dit komt overeen met de resultaten van de plantspectra. *I. glandulifera* heeft een hoge SI-index in het NIR (Fig. 14, a) en de reflectantie-waarden zijn significant lager in het NIR (Fig. 14, d). Er is een significante positieve correlatie tussen het percentage van *H. mantegazzianum* en de reflectantie in het VIS en SWIR vanaf 2000 nm (Fig. 16, b). Hoe hoger de bedekkingsgraad van *H. mantegazzianum*, hoe hoger de reflectantie in het VIS en SWIR vanaf 2000 nm. Deze resultaten komen overeen met de SI-index en t-test van de plantspectra. Fig. 14 (b) toont dat in het VIS hoge SI-indices bekomen worden bij *H. mantegazzianum*. De reflectantie-waarden voor *H. mantegazzianum* liggen significant hoger in het VIS dan de reflectantie-waarden van de andere soorten (Fig. 14, e). Er wordt over het algemeen geen significante relatie gevonden voor *F. japonica* (Fig. 16, c). Enkel in het SWIR bij golflengten rond 2000 en 2350 nm is het percentage van *F. japonica* significant negatief gecorreleerd met de reflectantie. Dit is minder goed te zien in de plantspectra. De t-test (Fig. 14, f) bij *R. fruticosus*, *C. sepium* en *H. mantegazzianum* toont dat de reflectantie-waarden van *F. japonica* bij deze golflengten significant lager liggen dan deze drie soorten.

Wanneer de graad van invasie toeneemt in een bepaalde plot zouden de reflectantie-waarden op plotniveau meer moeten gelijken op de pure spectra van de invasieve soort. We verwachten een lagere SI-index bij meer invasie. Dit is voor de drie invasieve soorten niet direct te zien (Fig. 17). Wanneer geen *I. glandulifera* in de plot voorkomt is de SI-index hoog bij het NIR (Fig. 17, a). Bij 31 tot 50 % bedekking van *I. glandulifera* in een plot is de SI-index over het hele spectrum laag en lijken de reflectantie-waarden op die van *I. glandulifera*. Hoewel voor de klasse van 51 tot 100 % bedekking van *I. glandulifera* is de SI-index weer vrij hoog voor het NIR en voor het SWIR. Voor *H. mantegazzianum* is de SI-index hoog bij het VIS, al daalt de SI-index in het VIS naarmate een de graad van invasie toeneemt (Fig. 17, b). Bij *F. japonica* blijft de SI-index hoog in het VIS en NIR bij hoge bedekkingsgraad van *F. japonica* (Fig. 17, c). Enkel voor de plots met 21 tot 30% bedekking van *F. japonica* lijkt de reflectantie van de plot sterker op het pure spectra van *F. japonica*.

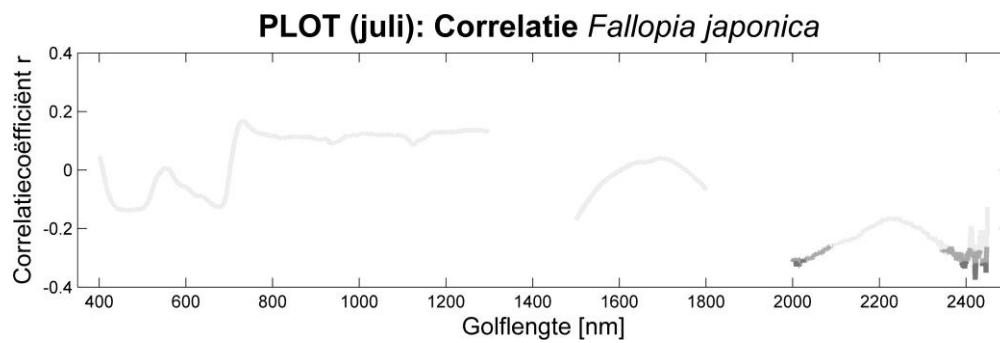
a)



b)

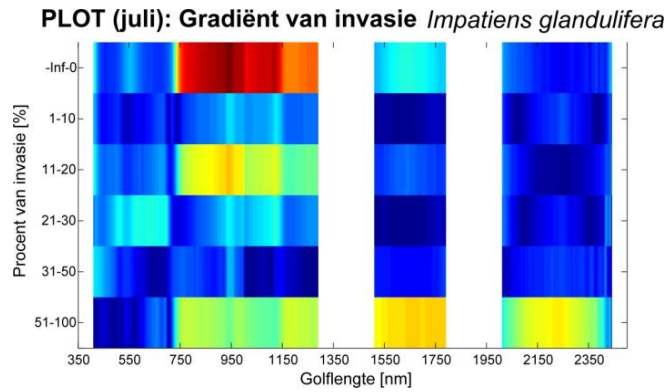


c)

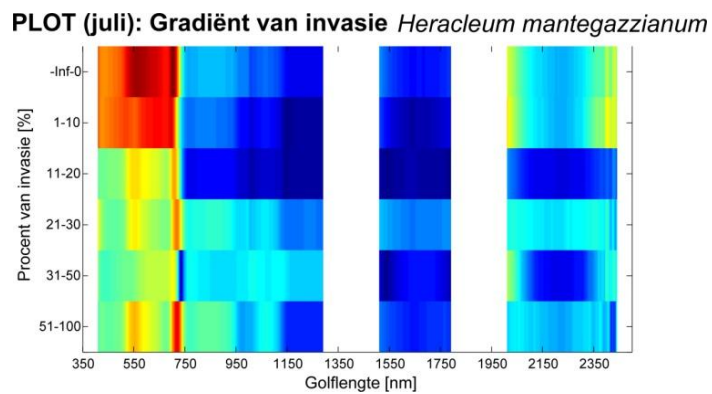


Figuur 16: De correlatie tussen de bedekkingsgraad van *I. glandulifera* (a), *H. mantegazzianum* (b), *F. japonica* (c) en de reflectantie-waarden. Een correlatiecoëfficiënt die sterk significant is ($p < 0.001$) wordt aangeduid in het zwart. De correlatiecoëfficiënten die significant ($p < 0.05$) of marginaal significant ($p < 0.1$) zijn worden respectievelijk aangegeven in het donkergrijs en iets lichter grijs. De lichtste kleur grijs duidt op geen significantie.

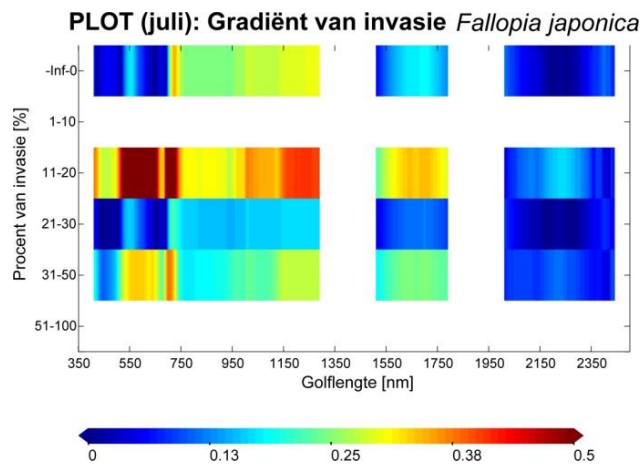
a)



b)



c)



Figuur 17: 'Separability index' tussen de totale spectra van de plots met een verschillende graad van invasie en de zuivere plantspectra van de invasieve soorten *I. glandulifera* (a), *H. mantegazzianum* (b), *F. japonica* (c). Hoe lager de SI-waarde, hoe meer de plots met een bepaalde graad van invasie lijken op de invasieve soort.

3.3. Impact van de invasieve soorten

Het bladspectrum van *C. sepium* en *U. dioica* verschilt significant tussen plots waar er geen invasie is en plots met de aanwezigheid van twee invasieve soorten, *H. mantegazzianum* en *F. japonica* (Fig. 18). De reflectantie van *U. dioica* is in plots met *F. japonica* significant hoger dan in plots zonder invasie. Dit is vooral sterk significant in het SWIR. Het voorkomen van *I. glandulifera* verandert weinig aan de reflectantie van *U. dioica*. Wanneer *H. mantegazzianum* aanwezig is in de plot dan verlaagt significant de reflectantie van *U. dioica* in het VIS en in delen van het SWIR (Fig. 18, a). Bij *C. sepium* ligt de reflectantie significant lager in het NIR wanneer *H. mantegazzianum* aanwezig is. Het voorkomen van twee andere invasieve soorten heeft weinig invloed op de reflectantie van *C. sepium* (Fig. 18, b).

Op het plantniveau doet het voorkomen van *H. mantegazzianum* en *F. japonica* de reflectantie van *U. dioica* significant dalen in het VIS en significant stijgen in het NIR (Fig. 18, c). De reflectantie van *C. sepium* verschilt niet tussen plots met of zonder de invasieve soorten (Fig. 18, d).

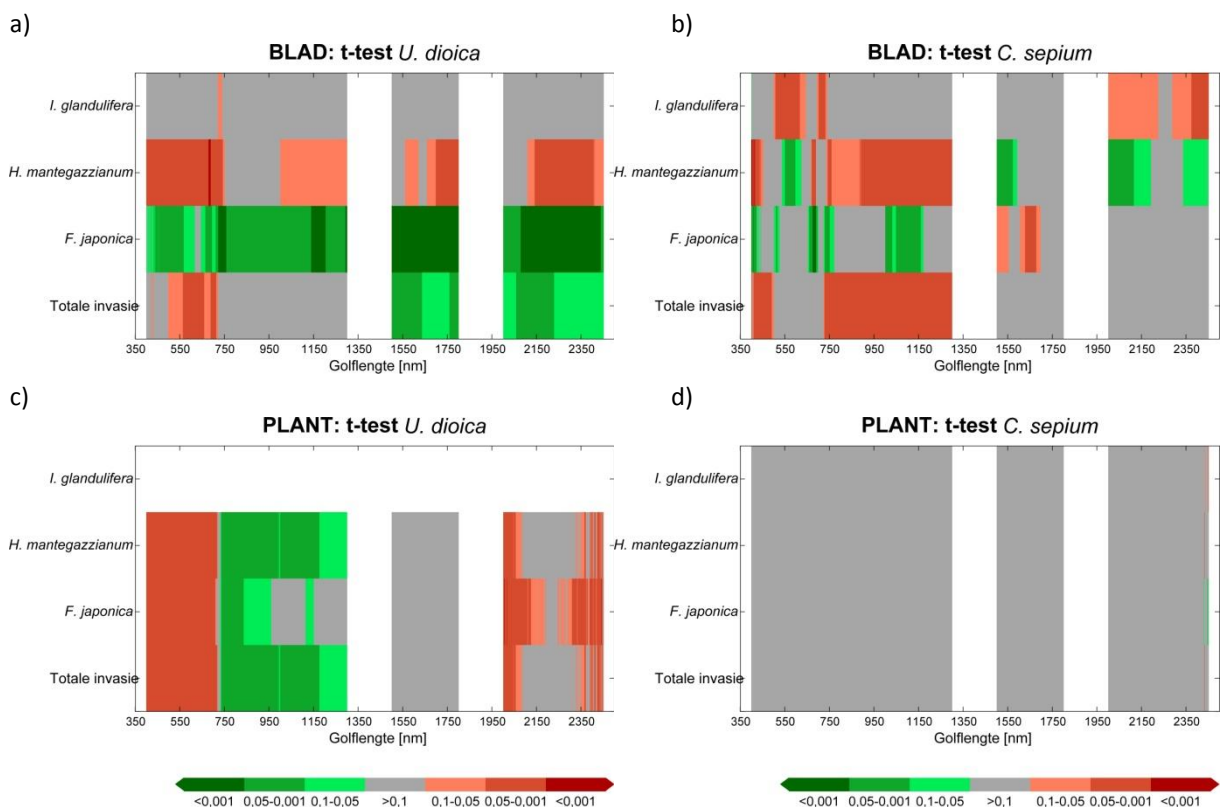


Fig. 18: T-test voor de bladspectra (a) en de plantspectra (b). De gemiddelde reflectantie van *C. sepium* en *U. dioica* in plots zonder invasieve soorten wordt vergeleken met de gemiddelde reflectantie van *C. sepium* en *U. dioica* in plots met de invasieve soorten en met de totale invasie. Een donkerrode kleur geeft weer dat de nulhypothese van de linksezijdige t-test verworpen wordt voor een bepaalde golflengte. Dit betekent dat de reflectantie van de inheemse soort in een plot zonder invasie significant lager ligt dan de reflectantie in een plot met een invasieve soort voor die golflengte. De donkergroene waarden tonen aan dat de nulhypothese van de rechtsezijdige t-test wordt verworpen en dat voor die bepaalde golflengte de reflectantie van de inheemse soort in een plot zonder invasie significant hoger ligt dan de reflectantie van de inheemse soort in een plot met invasie. Een lichtgroene en lichtrode kleur duiden op een marginale significantie terwijl een grijze kleur op de golflengten zonder significante verschillen weergeeft.

4. DISCUSSIE

4.1. Karakteriseren van de invasieve soorten

Uit de plot-ordinatie volgt dat de meeste plots aan de Dijle een gelijkaardige soortensamenstelling hebben. In de meeste plots komen inheemse grassen en kruiden samen voor met de invasieve soorten, of met sterk competitieve soorten zoals *P. australis*, *R. fruticosus*, *P. hybridus* en *U. dioica*. Een aantal plots lijken hiervan echter af te wijken. Deze plots bevatten ofwel weinig voorkomende soorten (bijvoorbeeld jonge bomen, i.e. 30% *F. excelsior* en 10% *C. avellana* in plot 13) of zijn zeer soortenarm (100% bedekkingsgraad van *I. glandulifera*, *P. australis*, *R. fruticosus*, *P. hybridus*, *U. dioica* en *C. sepium*; Fig. 9). De soorten die monoculturen vormen komen eveneens minder vaak voor met andere soorten, terwijl grassen en andere kruiden zo goed als altijd samen voorkomen (Fig. 10). De inheemse sterk competitieve soorten *P. australis*, *R. fruticosus*, *P. hybridus* en *U. dioica* kunnen een dichte vegetatie vormen, die over een grote oppervlakte kan voorkomen. Ze bedekken deze gebieden volledig, zodat er geen plaats of zonlicht is voor andere soorten. Dit is eveneens het geval voor de invasieve soort *I. glandulifera*, die een dense strook van ongeveer 1 tot 2 meter breed langs de waterkant vormt. Toch lijkt deze soort er beter in te slagen om een groot gebied in te nemen, aangezien *I. glandulifera* de strook langs het water volledig inneemt ongeacht of er andere inheemse competitieve soorten aanwezig zijn. Deze veronderstelling wordt gestaafd door Gruntman *et al.* (2013) die aantoonde dat *I. glandulifera* competitief sterker is dan de competitieve inheemse soorten. Dit zou verklaard kunnen worden door allelopathische effecten van *I. glandulifera* op de omliggende vegetatie. Doordat *I. glandulifera* vlak langs het water voorkomt, verspreidt de soort zich zeer snel door de zeer efficiënte dispersie van het zaad via het water (Clements *et al.*, 2008). *I. glandulifera* verspreidt zich ook sneller dan de twee andere invasieve soorten, *H. mantegazzianum* en *F. japonica* (Pyšek en Prach, 1993). Deze twee invasieve soorten lijken, in tegenstelling tot *I. glandulifera*, voornamelijk in gemengde plots voor te komen (Fig. 9 en 10). Dit is het tegengestelde van wat we zouden verwachten voor invasieve soorten. In de literatuur wordt *F. japonica* immers wel beschreven als een soort die een dichte vegetatiestructuur vormt (Beerling *et al.*, 1994). De reden voor deze afwijkingen zou te wijten kunnen zijn aan het maaibeheer. In het kader van het uitroeiingsbeheer van *F. japonica*, werden grote zones van deze soort 3 tot 4 keer gemaaid tijdens de zomer in opdracht van Waterwegen en Zeekanaal NV (Stadsbestuur Mechelen, 2013). Bijgevolg werden de plots niet uitgezet in deze homogene gemaaide zones en was de stalname van deze soort dus vertekend. *H. mantegazzianum* komt zowel in plots voor met veel grote individuen naast elkaar als in plots waar de soort tussen de grassen en kruiden voorkomt. Bijkomend valt uit de plot-ordinatie op te merken dat de bedekking van *H. mantegazzianum* sterk verschilt tussen juli en augustus (Fig. 9, plot 3). In deze plot stonden in juli grote exemplaren van *H. mantegazzianum*, terwijl deze in september slechts de helft van de plot uitmaakten. De voornaamste reden voor deze verschuiving is de overwoekering met *C. sepium*, die 40% van de plot bedekte in september. *C. sepium* sterft elke winter bovengronds

af (De Groot, 1991). Het volgende voorjaar maakt de soort nieuwe groeistengels aan, wat verklaart dat ze in september een grotere bedekking heeft dan in juli. In dit opzicht lijkt het begin van het bloeiseizoen (juli) een beter tijdstip om *H. mantegazzianum* te detecteren met *remote sensing* dan september. *C. sepium* overgroeit in andere plots ook de inheemse soorten, maar niet *F. japonica* en *I. glandulifera*.

Hoewel de meeste plots een relatief gelijkende soortensamenstelling hebben, vertonen de plots een significantie relatie met abiotische gradiënten. Het voorkomen van een bepaalde plantensoort kan afhangen van bepaalde bodemeigenschappen of sommige planten kunnen deze eigenschappen beïnvloeden. Zo heeft de homogene plot met *P. australis* (Fig. 9; plot 25) het hoogste gehalte aan fosfor. Het hogere gehalte aan fosfor bij *P. australis* werd ook gevonden in een studie van Haraguchi (2012), die aantoonde dat *P. australis* fosfor mobiliseert en opneemt. Enkel twee invasieve soorten, *I. glandulifera* en *F. japonica*, zijn gerelateerd aan de bodemvariabelen. Plots met een hoge bedekking aan *I. glandulifera* (plot 1 en plot 32) waren gekenmerkt door een hoog vocht-, organische stof- en nitraatgehalte in de bodem (Tabel 4). De positieve correlatie tussen het bedekkingspercentage van *I. glandulifera* met het vocht-, organisch stof-, nitraat- en het fosforgehalte is significant (Tabel 5). Volgens Beerling en Perrins (1993) komt *I. glandulifera* voor op vochtrijke plaatsen, maar kan de soort zowel op nutriëntrijke als nutriëntarme bodems voorkomen. Voorbij Leuven verslechtert de waterkwaliteit van de Dijle, het water wordt rijker aan nutriënten (Integraal waterbeleid, 2008-2013). Aangezien de plots met *I. glandulifera* zich dicht bij de waterkant bevinden (zie 3.1.3), zou de aanvoer van nutriënten door de Dijle de reden kunnen zijn voor het hogere nitraat en fosfaatgehalte in de bodem in aanwezigheid van *I. glandulifera*.

H. mantegazzianum en *F. japonica* lijken meer bovenaan de berm voor te komen (zie 3.1.3). Grote zones van *F. japonica* die tot aan de waterkant doorliepen werden gemaaid. Het percentage van *F. japonica* is significant negatief gecorreleerd met het organisch stofgehalte en nitraatgehalte en marginaal negatief significant met het vochtgehalte (Tabel 5). Dit komt deels overeen met de vaststelling van Dassonville *et al.* (2007) die concludeerden dat *F. japonica* een hoog invasiesucces heeft op zowel geëutrofiëerde plaatsen als op plaatsen met een veel lagere concentratie aan minerale nutriënten. Bovendien is aangetoond dat *F. japonica* stikstofprocessen in de bodem kan beïnvloeden (Child *et al.*, 2001). *F. japonica* kan een deel van zijn nutriënten uit diepere bodemlagen halen door zijn diep wortelsysteem. De soort kan daardoor de beschikbare stikstof opnemen. Strooisel van *F. japonica* breekt 3 tot 4 keer trager af dan dat van inheemse soorten uit het grasland (Mincheva *et al.*, 2013), daardoor wordt de mineralisatiesnelheid van stikstof gereduceerd en wordt stikstof minder beschikbaar voor andere soorten. Aangezien *F. japonica* zelfs onder stikstof-gelimiteerde condities een hoge groeisnelheid kan bekomen (Chiba en Hirose, 1993), brengt de reductie van stikstof in de bodem een competitief voordeel met zich mee (Aguilera *et al.*, 2010). Dit komt overeen met de negatieve correlatie tussen de bedekkingsgraad van *F. japonica* en het

nitraatgehalte (Tabel 5). Het vermoeden dat *F. japonica* snel in biomassa kan toenemen bij lage stikstofbeschikbaarheid, wordt bevestigd door het hoge C/N-ratio in zijn bladmassa (Fig. 11). Voor *H. mantegazzianum* zijn geen significante correlaties gevonden (Tabel 5). *H. mantegazzianum* is tolerant voor vochtige bodems en korte overstromingen, maar eens gevestigd komt de soort ook voor op drogere gronden (Tiley *et al.*, 1996). Neiland (1986) vond eveneens een variabele *range* aan nutriëntconcentraties voor *H. mantegazzianum*.

4.2. Detectie van de invasieve soorten

In dit deel wordt besproken of de invasieve soorten te detecteren zijn via hyperspectrale *remote sensing*. Hiervoor wordt nagegaan voor welke delen van het spectrum de invasieve soorten verschillen van de inheemse soorten, en of deze eigenschappen waargenomen kunnen worden voor het blad-, plant en plotniveau. De blad- en plantmetingen van de invasieve soorten worden enkel vergeleken met de inheemse dominante soorten. Op plotniveau wordt naar de gehele vegetatie gekeken, met alle inheemse soorten.

4.2.1. Bladniveau

De reflectantie in het blad hangt af van de interactie van de invallende fotonen met de biochemische samenstelling van het blad (bv. pigmenten, proteïnen, watermoleculen) en met de interne cellulaire weefselstructuur (bv. epidermis, palissadeparenchym en het sponsachtige mesofyl) (Schaepman *et al.*, 2010). Hoe groter de verschillen in deze eigenschappen, hoe beter de soorten onderscheidbaar zullen zijn van elkaar.

De reflectantie van *I. glandulifera* is voornamelijk verschillend van de andere soorten in het SWIR (Fig. 12, a). Bij deze golflengten wordt de reflectantie hoofdzakelijk beïnvloed door het watergehalte in het blad en ook door stikstofrijke proteïnen, cellulose en lignine (Asner en Martin, 2008). De reflectantie is lager bij een hoger gehalte aan water. Wanneer het gehalte aan lignine en cellulose hoger is in het blad dan daalt de reflectantie bij golflengten boven 2000 nm (Jones en Vaughan, 2010). Een belangrijke beperking in deze thesis is dat we geen specifieke biochemische bladanalyses uitvoerden op bijvoorbeeld de waterinhoud, cellulose- of ligninegehalte van het blad. Van de bladstalen werd enkel de C/N-ratio en andere elementen zoals K, Na, Ca, Mg, S en P gemeten. De analyses van deze laatste elementen werden niet getoond wegens hun geringe relevantie met ons onderzoek. De verschillen in deze elementen tussen de bladeren van de soorten zeggen weinig over de spectrale verschillen. Hierdoor is het niet mogelijk om conclusies te trekken waar het verschil in reflectantie tussen de soorten aan ligt. In het NIR zijn er voor de afgeleiden van het spectrum van *I. glandulifera* ook een aantal banden, rond 900, 1150 en 1250 nm, die sterke verschillen aangeven met de andere inheemse soorten (Fig. 12, a; Addendum 4, a). Deze drie gebieden kunnen gerelateerd zijn aan de absorptiebanden van water in het NIR. Het watergehalte in de bladeren van *I. glandulifera* verschilt waarschijnlijk van dat van de andere soorten. *I. glandulifera* wordt als eerste soort apart geïdentificeerd op basis van de reflectantie in het

VIS, NIR en het volledige spectrum, maar niet voor het SWIR (Fig. 13). Dit kan verklaard worden doordat de reflectantie van *I. glandulifera* significant lager ligt dan die van de inheemse soorten, maar tegelijkertijd significant hoger ligt dan die van de invasieve soorten en *P. australis*. Waardoor *I. glandulifera* geen eenduidig verschil heeft met alle soorten. De eerste indeling is dan ook gebaseerd op deze splitsing, waarna dan *I. glandulifera* samen met *C. sepium* apart gezet wordt voor het SWIR.

H. mantegazzianum vertoont de grootste verschillen met de andere soorten in het SWIR (Fig. 12, b; Addendum 4, b). De reflectantie van *H. mantegazzianum* in het SWIR ligt lager ten opzichte van *U. dioica*, *H. sphondylium*, *R. fruticosus* en *C. sepium*. Deze lagere reflectantie zou te wijten kunnen zijn aan een hoger gehalte aan water, lignine, cellulose of andere proteïnen (Asner en Martin, 2008). In het VIS rond de 400 nm zien we dat de reflectantie van *H. mantegazzianum* significant lager ligt dan de andere soorten, uitgezonderd voor *F. japonica* en *H. sphondylium*. De lagere reflectantie in het VIS zou kunnen verklaard worden door een hoger gehalte aan chlorofyl a en b (Jacquemoud *et al.*, 1996). *I. glandulifera* en *H. mantegazzianum* lijken spectraal erg op elkaar, dit is zichtbaar voor zowel het originele spectrum als voor de eerste afgeleiden van het spectrum. Er worden geen grote verschillen gevonden, wat het onderscheiden van deze twee soorten bemoeilijkt (Fig. 12; Addendum 4).

De grootste verschillen tussen de bladeren van *F. japonica* en de andere soorten zijn eveneens te vinden in het SWIR (Fig. 12, c). De reflectantie van *F. japonica* ligt hier significant lager. *F. japonica* wordt samen met *P. australis* en ook met *H. mantegazzianum* samen in een aparte groep geclusterd voor het SWIR (Fig. 13).

In het algemeen zijn de grootste verschillen tussen de soorten op basis van de bladmetingen te vinden in het SWIR (Fig. 12). De reflectanties van *P. australis*, *F. japonica* en *H. mantegazzianum* liggen lager dan die van *I. glandulifera* in het SWIR (Fig. 12, d). Het spectrum van *F. japonica* ligt nog lager in het SWIR dan het spectrum van *H. mantegazzianum* (Fig. 12, f). De inheemse soorten, uitgezonderd *P. australis*, hebben allemaal in het SWIR een significant hogere reflectantie dan die van de invasieve soorten.

4.2.2. Plantniveau

Wanneer opgeschaald wordt naar plantniveau is de reflectantie niet enkel meer bepaald door de biochemische samenstelling en interne structuur van de bladeren, maar ook door de interacties met de omgevende planten. De fotonen van het licht worden verstrooid doorheen de vegetatie. De driedimensionale structuur van de bedekking heeft invloed op de reflectantie (Schaepman *et al.*, 2010). De manier waarop de bladeren op de stengel ingepland zijn en hoe de plant opgebouwd is kan een effect hebben op de reflectantie. Bij het opschalen spelen bovendien ook schaduweffecten een rol.

Uit de metingen van juli lijkt het NIR het beste spectrale domein om *I. glandulifera* van de inheemse soorten te onderscheiden (Fig. 14,a). Dit blijkt ook uit de eerste afgeleiden, waar vooral rond de 750 nm (*red edge*) hoge SI-indices bekomen worden voor de inheemse soorten (Addendum 4, d). Een sterke verandering van de reflectantie bij de *red edge* geeft de grens aan tussen de sterke absorptie door chlorofyl en de verstrooiing van de infrarode golflengten. Een verhoogde chlorofylconcentratie resulteert in het verbreden van de chlorofylabsorptie piek die de *red edge* verplaatst naar langere golflengtes, terwijl het verlies van chlorofyl door bladsenescentie leidt tot kortere golflengten van de *red edge* positie (Jones en Vaughan, 2010). De reflectantie in het NIR ligt significant lager bij *I. glandulifera*. Dit is het tegenovergestelde van de spectrale analyse van de bladstalen en zou een gevolg kunnen zijn van de hoeveelheid schaduw die op de bladeren valt. *I. glandulifera* is een hoge smalle plant waar enkel de bovenste bladeren volledig in het zonlicht gelegen zijn. De lager gelegen bladeren bedekken elkaar, doordat de smalle individuen dicht tegen elkaar in de grond geworteld zijn. De reflectantie bij laatste golflengten van het NIR (vanaf ongeveer 900 nm) wordt ook bepaald door de hoeveelheid water in de plant. De lagere reflectantie zou ook het gevolg kunnen zijn van de hogere waterinhoud van de plant. Zoals uit de veldopnames volgt, bevindt de soort zich vooral langs de waterkant. Naast het NIR is er een smalle band rond de 400 nm, bij de eerste afgeleiden, die een sterk verschil aanduidt tussen *I. glandulifera* en de andere soorten (Addendum 4, d). De lila kleur van de bloemen van *I. glandulifera* kan hier eventueel meespelen. In september blijft het algemene patroon behouden en is het NIR eveneens het beste gebied van het spectrum om de soort te onderscheiden, met uitzondering van *P. australis* die minder verschilt van *I. glandulifera* in september.

H. mantegazzianum is het best onderscheidbaar van de andere soorten in het VIS voor de metingen van juli (Fig. 14, b). De reflectantie in het VIS ligt significant hoger dan bij de andere soorten. De pigmenten in de bovenste bladeren spelen een rol, maar de hoge SI zal hier eerder te verklaren zijn doordat de plant in bloei stond. De metingen ter hoogte van de plant zijn willekeurig gebeurd, sommige metingen werden uitgevoerd met de bloemschermen erbij, andere metingen zijn enkel genomen ter hoogte van de bladeren. De grote witte bloemschermen verhogen de reflectantie in het VIS. Dit komt overeen met Müllerová *et al.* (2013) die ondervonden dat het classificatiesucces van *H. mantegazzianum* beïnvloed werd door het fenologisch stadium. De beste resultaten werden gevonden bij metingen in het midden van de bloeifase (juli). Bij latere stadia is *H. mantegazzianum* moeilijker te onderscheiden en wordt detectie problematisch. Onze resultaten spreken deze laatste bevinding schijnbaar tegen. De SI waarden van september zijn in het VIS hoger dan bij juli. De reflectantie verhoogt doordat de bladeren van *H. mantegazzianum* vergelen aan het einde van de zomer, aangezien het chlorofyl afgebroken wordt (Tiley *et al.*, 1996). Zo lijkt het net of *H. mantegazzianum* net beter te onderscheiden is in september. De oorzaak van deze tegenstelling ligt aan het feit dat de conclusies van Müllerová *et al.* (2013) gebaseerd zijn op metingen vanuit een vliegtuig. Op hogere niveaus zal *H. mantegazzianum* in

september niet goed gedetecteerd worden. In september hebben we op plantniveau enkel de individuen die er nog goed uitzagen meegenomen in de metingen. Terwijl de bedekkingsgraad van *H. mantegazzianum* in vele plots sterk afgenomen is, door de overwoekering van *C. sepium* (zie 4.1), maar ook doordat de bladeren afgebroken worden of naar beneden hangen. Dit zal zijn implicaties hebben op de kans van detectie van *H. mantegazzianum* op hoger niveau. Het beste seizoen om *H. mantegazzianum* te detecteren zal daarom in juli zijn.

Voor de metingen van juli lijkt *F. japonica* het beste onderscheidbaar te zijn van de andere soorten in het VIS (Fig. 14, c). Dit is ook zo bij de eerste afgeleiden, waar ook het SWIR van 1550 tot 1750 nm SI-waarden heeft boven de 0.2. Enkel *C. sepium* en in mindere mate *H. mantegazzianum* vertonen weinig grote verschillen met *F. japonica*. Er is geen duidelijke golflengte aanwezig waarbij de reflectantie van *F. japonica* voor alle soorten significant hoger of lager ligt. Uit de clusteranalyse blijkt dat *F. japonica* voor elk deel van het spectrum met andere soorten samen geclusterd wordt. Het lijkt dat *F. japonica* minder makkelijk te onderscheiden zal zijn van de andere soorten. In september worden dezelfde resultaten bekomen als in juli, enkel zijn de reflectanties iets hoger in het VIS. Dit zou het resultaat kunnen zijn van het begin van de chlorofylafbraak in de bladeren of van de witte kleine bloemetjes in september. Đurić (2011) vond eveneens dat *F. japonica* moeilijker te onderscheiden is, hij verklaarde dat dit komt doordat de structuur van het bladerdek zeer heterogeen is.

De mogelijkheid van detectie op plantniveau zal voor *I. glandulifera* door het verschil in reflectantie in het NIR zijn. *H. mantegazzianum* verschilt significant van de andere soorten in het VIS. Het beste tijdstip om te gaan meten is voor *H. mantegazzianum* in juli. In september wordt chlorofyl in het blad afgebroken. Uit de vegetatie-opnames volgde dat *C. sepium* in september de vegetatie kan bedekken. *F. japonica* is moeilijker te onderscheiden op het plantniveau, geen enkel gebied van het spectrum vertoont systematisch een significant verschil met de andere soorten.

4.2.3. Plotniveau

Het beste meetseizoen lijkt uit de metingen op plantniveau juli te zijn. De analyses op plotniveau worden daarom bekeken op basis van de data van juli.

De waargenomen spectrale verschillen op het plantniveau blijven op plotniveau zichtbaar voor twee invasieve soorten, *I. glandulifera* en *H. mantegazzianum*. Het beste gebied om *I. glandulifera* te onderscheiden in een plot blijft het NIR. Hoe meer de plot bedekt is met *I. glandulifera* hoe lager de reflectantie in het NIR (Fig. 16). Wanneer een bepaalde plot een hogere bedekkingsgraad heeft van *I. glandulifera* dan lijkt het gemiddelde spectrum van de plot op de originele plantspectra van *I. glandulifera* (Fig. 17). Enkel voor de plots met 51% tot

100% van *I. glandulifera* wijkt dit af. Er behoren slechts 4 plots van de 44 tot deze categorie (51-100%) en deze plots zullen misschien afwijken van het gemiddelde omdat ze de meest dicht gelegen plots langs het water zijn. Het watergehalte zal eventueel voor het verschil zorgen. De hoeveelheid schaduw kan ook een effect hebben op de reflectantie.

Op plotniveau blijft, zoals op plantniveau, het VIS het beste domein om *H. mantegazzianum* te onderscheiden. Hoe hoger het percentage van *H. mantegazzianum* in een plot, hoe hoger de gemiddelde reflectantie van de plot in het VIS (Fig. 16). De plots met een hogere gradiënt van invasie vertonen in reflectantie meer gelijkenis met de gemiddelde reflectantie van *H. mantegazzianum* dan de plots met geen of weinig invasie (Fig. 17). Waarom er bij meer invasie nog steeds verschillen waar te nemen zijn kan afhangen van verschillende factoren, zoals de willekeurige meting van bloemschermen en bladeren door elkaar.

Het percentage van *F. japonica* in de plots is voor geen enkele golflengte sterk gecorreleerd met de reflectantie (Fig. 16). Enkel rond de 2000 en 2400 nm is de reflectantie significant lager bij een hogere bedekkingsgraad van *F. japonica*. Hieruit volgt dat *F. japonica* moeilijk te onderscheiden is van de andere soorten. Er zit veel verschil in de SI-waarden bij een stijgend niveau van invasie (Fig. 17). Zoals de metingen op plantniveau deden vermoeden zal *F. japonica* spectraal moeilijker te onderscheiden zijn van de omliggende vegetatie. Đurić (2011) vermeldt dat het spectrum van *F. japonica* grote gelijknissen vertoont met de omgevende vegetatie. In de classificatie van de soort op grote schaal zouden fouten gemaakt kunnen worden doordat de gemeten reflectantie van een andere soorten of van de vegetatie kan lijken op de referentiedata van *F. japonica*.

4.3. Impact van de invasieve soorten

Invasieve soorten kunnen op zeer veel manieren de omgevende vegetatie beïnvloeden, bijvoorbeeld door competitie voor de opname van nutriënten uit de bodem, door zijn groei en het beschaduwen van de inheemse soorten (Vilà *et al.*, 2011). Doordat invasieve soorten bijvoorbeeld de concentratie van nutriënten en water in de bodem kunnen veranderen kan dit een invloed hebben op de inwendige opbouw van de inheemse soorten. Wanneer invasieve soorten aanwezig zijn, zou de chemische samenstelling in de bladeren van de inheemse soorten kunnen veranderen. Dit zou zichtbaar kunnen zijn in de reflectantie van de inheemse soort, waardoor de spectra van inheemse soorten vergeleken werden in plots met en plots zonder invasie. Enkel 5 van de 44 plots zijn volledig vrij van invasieve soorten. Voor 3 van deze plots zijn bladmetingen genomen. Het vermogen van de t-test is daardoor vrij laag. Op het niveau van de bladeren is de reflectantie van *U. dioica* in plots met *F. japonica* significant hoger dan de reflectantie van *U. dioica* in plots zonder invasie, dit is vooral sterk significant in het SWIR (Fig. 18, a). Dit zou kunnen doordat het watergehalte in de bladeren van *U. dioica* in plots met *F. japonica* lager zou zijn dan bij plots waar *F. japonica* niet aanwezig is. Door de aanwezigheid van de invasieve soort is de beschikbaarheid aan

water misschien lager, maar dit zou door bijkomend onderzoek gestaafd moeten worden. De reflectantie in het NIR van *C. sepium* ligt significant lager in plots waar *H. mantegazzianum* aanwezig is dan de reflectantie van *C. sepium* in plots zonder invasieve soorten (Fig. 18, b). Op plantniveau is er bij *C. sepium* geen verschil meer in reflectantie tussen plots met en zonder invasie (Fig. 18, d). De pure plantspectra van *C. sepium* zijn meestal genomen bij overwoekering van deze soort in de plot. In plots met invasie kan *C. sepium* nog steeds overwoekeren en ondervindt deze misschien minder invloed van de invasieve soort. Bij de *U. dioica* is de reflectantie in het NIR significant hoger in plots met *F. japonica* en *H. mantegazzianum* (Fig. 18, c). De structuur van *U. dioica* lijkt te veranderen in plots met *H. mantegazzianum*.

4.4. Algemene opmerkingen en beperkingen

Hoewel er bruikbare informatie uit de resultaten komt, werd het onderzoek gelimiteerd door een aantal factoren. Voor het deel van de detectie van de invasieve soorten kan opgemerkt worden dat de reflectantie beïnvloed wordt dan meer dan één biochemische eigenschap. Om een duidelijker onderscheid te maken in de spectrale verschillen van de bladmetingen zou het beter zijn om deze te kunnen koppelen aan bladstalen en analyses in het laboratorium. In verder onderzoek zouden beter bladeigenschappen zoals het chlorofyl-, lignine-, tanninegehalte en de specifieke waterconcentratie gemeten worden. Daarenboven werden de bladspectra in deze thesis eerder willekeurig genomen. We zijn slechts 1 dag in juli bladmetingen gaan maken. Bladmetingen hadden consistent gemeten moeten worden voor elke plot. Van elke plant zouden bladmetingen genomen moeten worden. Het zou ook beter geweest zijn om de bladmetingen te herhalen in september.

Om de impact van de invasieve soorten te bepalen had het eveneens beter geweest dat er biochemische bladanalyses uitgevoerd waren en meer bladeren gemeten waren met de veldspectrometer. Zo zouden de biochemische en spectrale veranderingen in de bladeren van alle inheemse soorten bekeken kunnen worden. Van de 44 plots waren slechts 5 plots zonder invasieve soorten. Voor een vergelijking te maken tussen het verschil in plots met en zonder invasie hadden er beter meer plots zonder invasieve soorten uitgezet. Het is daarom moeilijk te bepalen of spectrale verschillen effectief het resultaat zijn van de aan- of afwezigheid van de invasieve soorten. Een andere mogelijkheid om de impact van invasieve soorten te bepalen is niet zozeer de verandering in structuur en samenstelling van de inheemse soorten, maar bijvoorbeeld de daling van de plantenbiodiversiteit door de dominerende invasieve soorten. De biomassa van de soorten zou in de tijd opgevolgd kunnen worden met hyperspectrale *remote sensing*. Een daling in soortenrijkdom zou geobserveerd kunnen worden door hogere niveaus van biomassa. Deze kunnen bepaald worden met *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI, Hansen en Schjoerring, 2003), al moet er wel rekening gehouden worden met inheemse dominante soorten (Psomas *et al.*, 2011).

Enkele bemerkingen kunnen gemaakt worden over het opschalen naar een hoger niveau, meer bepaald voor vliegtuig of satellietmetingen, voor het detecteren van de invasieve soorten. *I. glandulifera* komt vlak naast de Dijle voor. Op hoger niveau zal het water van de Dijle voor extra scattering van het licht zorgen. De Dijle reflecteert en weerspiegelt het licht, wat voor verstoring van het signaal kan zorgen (Hestir *et al.*, 2008). Door dit fenomeen, en door de kleine omvang van kruidachtige plantensoorten, zullen hoge resolutiebeelden gebruikt moeten worden. De pixelgrootte zou ongeveer een vierde moeten zijn van de oppervlakte van de soort die gemeten moet worden. Invasieve soorten zullen, doordat ze dominant kunnen worden, meer oppervlakte innemen, maar voor individuen te herkennen kan best een pixelgrootte kleiner dan de individuele plant gekozen worden voor betrouwbare resultaten (Müllernova *et al.*, 2013). Een soort die slechts een klein deel van de pixels zou vullen kan leiden tot het niet detecteren van deze soort (Hunt *et al.*, 2014). Als de vegetatie gelijkaardige spectrale resultaten heeft zal het moeilijker worden om de pixels te classificeren en het proces automatisch te laten verlopen. Met de vooruitgangen in de beeldverwerking en de integratie van hyperspectrale data met topografische variabelen (zoals bijvoorbeeld een *Digital Elevation Model* (DEM), dit is een 3D voorstelling van het terreinoppervlak) zal classificatie van de vegetatie gemakkelijker, sneller en meer accuraat worden. Dit DEM zou handig kunnen zijn voor bomen die tussen de kruidachtige vegetatie staan eruit te halen en ook voor soorten zoals *F. japonica*, die hoog kunnen uitschieten en andere textuur dan de vegetatie hebben, gemakkelijker te kunnen onderscheiden. Het aanleggen van databanken van belangrijke taxa zou vooruitgang brengen in onderzoek en kartering op basis van *remote sensing* (Xie *et al.*, 2008), zo kunnen deze spectra gebruikt worden voor de classificaties van pixels.

5. CONCLUSIE

Biologische plantinvasies vormen een ernstige bedreiging voor de inheemse biodiversiteit en ecosysteemprocessen. Het is van groot belang om de invasieve soorten te karteren en hun impact te bepalen. Door middel van een veldspectrometer werd nagegaan of de invasieve soorten spectraal verschillen van de inheemse soorten, waardoor deze gedetecteerd kunnen worden. Bladmetingen tonen dat de soorten vooral spectraal verschillen in het *short wavelength* infrarode gedeelte van het spectrum. Op plant- en plotniveau konden twee van de drie invasieve soorten onderscheiden worden van de omliggende vegetatie in juli. *I. glandulifera* vertoonde het grootste verschil in het nabije infrarode deel van het spectrum. Voor *H. mantegazzianum* zal het best onderscheidbaar zijn in het visuele deel van het spectrum. De spectrale data van *F. japonica* vertoonde daarentegen geen speciale regio's die gebruikt kunnen worden voor het detecteren van de soort tussen de inheemse soorten. De resultaten van detectie waren eveneens afhankelijk van het tijdstip waarop gemeten werd. Uit dit onderzoek bleek dat *H. mantegazzianum* beter in juli gedetecteerd kon worden dan in september. De veldopnames werden gebruikt om de invasieve soorten te karakteriseren, wat de detectie en interpretatie kon helpen. Een bijkomend doel van het onderzoek was om de impact van invasieve soorten waar te nemen met behulp van hyperspectrale data. Hoewel het lijkt dat de reflectantie van *U. dioica* op blad- en plantniveau significant verschilt tussen plots met en zonder invasie, is er verder onderzoek nodig om impactfactoren te analyseren. Tot slot kan deze informatie nuttig zijn wanneer er opgeschaald wordt naar het niveau van metingen vanuit vliegtuigen en satellieten. Hyperspectrale *remote sensing* biedt de mogelijkheid om invasieve plantensoorten snel op te sporen en in kaart te brengen, zodat een beter beleid en beheer snel kan volgen.

6. REFERENTIES

- Adam, E., & Mutanga, O. (2009). Spectral discrimination of papyrus vegetation (*Cyperus papyrus* L.) in swamp wetlands using field spectrometry. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote sensing*, 64(6), 612–620.
- Aguilera, A. G., Alpert, P., Dukes, J. S., & Harrington, R. (2010). Impacts of the invasive plant *Fallopia japonica* (Houtt.) on plant communities and ecosystem processes. *Biological Invasions*, 12(5), 1243–1252.
- Alternatieven voor invasieve planten, AlterIAS (2003), l'Unité Biodiversité & Paysage, Universiteit Luik., <http://www.alterias.be/nl/>
- Andrew, M., & Ustin, S. (2008). The role of environmental context in mapping invasive plants with hyperspectral image data. *Remote sensing of Environment*, 112(12), 4301–4317.
- Asner, G. P., & Martin, R. E. (2008). Spectral and chemical analysis of tropical forests: Scaling from leaf to canopy levels. *Remote sensing of Environment*, 112(10), 3958–3970.
- Asner, G. P., & Martin, R. E. (2009). Airborne spectranomics: mapping canopy chemical and taxonomic diversity in tropical forests. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(5), 269–276.
- Asner, G. P., & Vitousek, P. M. (2005). Remote analysis of biological invasion and biogeochemical change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102(12), 4383–4386.
- Asner, G. P., Heidebrecht, K. B. (2002). Spectral unmixing of vegetation, soil and dry carbon cover in arid regions: Comparing multispectral and hyperspectral observations. *International Journal of Remote sensing*, 23(19), 3939–3958.
- Asner, G. P., Jones, M. O., Martin, R. E., Knapp, D. E., & Hughes, R. F. (2008). Remote sensing of native and invasive species in Hawaiian forests. *Remote sensing of Environment*, 112(5), 1912–1926.
- Avery, T. E., Berlin, G. L. (1992). Fundamentals of *Remote sensing* and Airphoto Interpretation. New York, Macmillan Publing Co. 494 pp.
- Barney, J.N., Tekiela, D.R., Dollete, E.SJ., Tomasek; B.J. (2013). What is the “real” impact of invasive plant species? *Front Ecol Environ*, 11(6), 322-329.
- Bartomeus, I., Vila, M., & Steffan-Dewenter, I. (2010). Combined effects of *Impatiens glandulifera* invasion and landscape structure on native plant pollination. *Journal of Ecology*, 98(2), 440–450.
- Beerling, D. J., & Perrins, J. M. (1993). *Impatiens glandulifera* Royle (*Impatiens roylei* Walp.). *Journal of Ecology*, 81(2), 367–382.

- Beerling, D. J., Bailey, J. P., & Conolly, A. P. (1994). *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene, 82(4), 959–979.
- Binimelis, R., Born, W., Monterroso, I., & Rodríguez-Labajos, B. (2007). Socio-economic impacts and assessment of biological invasions. In: Nentwig N (Ed). *Biological invasions*, 193. Berlin, Germany: Springer.
- Bois, S. T., Silander, J. a., & Mehrhoff, L. J. (2011). Invasive Plant Atlas of New England: The Role of Citizens in the Science of Invasive Alien Species Detection. *BioScience*, 61(10), 763–770.
- Bradley, B. A., & Mustard, J. F. (2006). Characterizing the landscape dynamics of an invasive plant and risk of invasion using *remote sensing*, *Ecological Applications*, 16(3), 1132–1147.
- Braun-Blanquet, J. (1946). Über den Deckungswert der Arten in den Pflanzengesellschaften der Ordnung Vaccinio-Piceetalia. *Jahresber. Naturforsch. Ges. Graubündens* 130, 115–119.
- Brooks, M.L., D'antonio, C.M., Richardson, D.M., Grace, J.B., Keeley, J., Ditomaso, J.M., Hobbs, R.J., Pellant, M., Pyke, D. (2004). Effects of Invasive Alien Plants on Fire Regimes. *BioScience*, 54(7), 677–688.
- Broothaerts, N., Verstraeten, G., Notebaert, B., Assendelft, R., Kasse, C., Bohncke, S., & Vandenberghe, J. (2013). Sensitivity of floodplain geocology to human impact: A Holocene perspective for the headwaters of the Dijle catchment, central Belgium. *The Holocene*, 23(10), 1403–1414.
- Camm, E., Buck, H. W. L., & Mitchell, J. C. (1976). Phytophotodermatitis from *Heracleum mantegazzianum*. *Contact Dermatitis*, 2(2), 68–72.
- Carter, M.R., & Gregorich, E.G. (1993). *Chapter 4: Nitrate and exchangeable ammonium nitrogen*. In: Soil sampling and Methods of analysis (D.G. Maynard, Y.P Kalra., Eds). CRC Press LLC, USA, p. 25-38.
- Chan, J. C. Y., Sullivan, P. J., O'Sullivan, M. J., & Eadie, P. a. (2011). Full thickness burn caused by exposure to giant hogweed: Delayed presentation, histological features and surgical management. *Journal of Plastic, Reconstructive and Aesthetic Surgery*, 64(1), 128–130.
- Chen, G., Kéry, M., Zhang, J., & Ma, K. (2009). Factors affecting detection probability in plant distribution studies. *Journal of Ecology*, 97(6), 1383–1389.
- Chiba, N., & Hirose, T. (1993). Nitrogen acquisition and use in three perennials in the early stage of primary succession. *Functional Ecology*, 7: 287–292.

- Child, L., Wade, M., & Hathaway, S. (2001). Strategic invasive plant management, linking policy and practice: A case study of *Fallopia japonica* in Swansea, South Wales (United Kingdom). Uit: *Plant Invasions: Species Ecology and Ecosystem Management*. Backhuys, Leiden, p. 291–302.
- Clements, D. R., Feenstra, K. R., Jones, K., & Staniforth, R. (2008). The Biology of Invasive Alien Plants in Canada. *Canadian journal of plant science*, p. 403-417
- Commission of the European Communities. (2008). Communication From the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee, and the Committee of the Regions: towards an EU strategy on invasive species. COM(2008) 789 final : 11 pp.
- Costello, D.A., Lunt, I.D., & Williams, J.E. (2000). Effects of invasion by the indigenous shrub *Acacia sophorae* on plant composition of coastal grasslands in south- eastern Australia. *Biological Conservation*, 96, 113–121.
- DAISIE-project. (2009). *Handbook of Alien Species in Europe*. Dordrecht: Springer Netherlands, 381 pp.
- Dassonville, N., Vanderhoeven, S., Gruber, W., & Meerts, P. (2007). Invasion by *Fallopia japonica* increases topsoil mineral nutrient concentrations. *Ecoscience*, 14(2), 230–240.
- De Bruyn, L., Anselin, A., Casaer, J., Spanoghe, G., Van Thuyne, G., Verloove, F., Vermeersch, G., & Verreycken, H. (2007). Natuurrapport 2007, Deel 2 invasieve soorten. *Mededeling van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek*, INBO. Brussel
- De Groot, N. (1991). *In de naam van Calystegia sepium: een onderzoek naar de oecologie en biologie van Calystegia sepium*. Scriptie Landbouwuniversiteit, Vakgroep Vegetatiekunde, Plantenecologie en Onkruidkunde, 66 pp.
- Demolder H. & Peymen, J. (2013). Natuurindicatoren 2013. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. *Mededeling van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek*, INBO. Brussel.
- Dostál, P., Müllerová, J., Pyšek, P., Pergl, J., & Klinerová, T. (2013). The impact of an invasive plant changes over time. *Ecology Letters*, 16, 1277–1284.
- Ehrenfeld, J. G. (2003). Effects of Exotic Plant Invasions on Soil Nutrient Cycling Processes. *Ecosystems*, 6(6), 503–523.
- Ehrenfeld, J. G. (2010). Ecosystem Consequences of Biological Invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 41(1), 59–80.
- Elghazouli, A. Y. (2010). Identification of the presence and impact of Japanese knotweed on development sites. *Journal of Building Appraisal*, 5(4), 289–292.

- Emry, D. J., Alexander, H. M., & Tourtellot, M. K. (2011). Modelling the local spread of invasive plants: importance of including spatial distribution and detectability in management plans. *Journal of Applied Ecology*, *48*(6), 1391–1400.
- Enright, N. J., & Nuñez, M.A. (2013). The Braun-Blanquet reviews in Plant Ecology: in honour of our founding editor, Josias Braun-Blanquet. *Plant Ecology*, *214*(12), 1417–1418.
- Forman, J. & Kesseli, R.V. (2003) Sexual reproduction in the invasive species *Fallopia japonica* (Polygonaceae). *American journal of botany*, *90*, 586 -592.
- Fuller, D.O. (2005). Remote detection of invasive *Melaleuca* trees (*Melaleuca quinquenervia*) in South Florida with multispectral IKONOS imagery. *International Journal of Remote sensing* *26*, 1057–1063.
- Goetz, A. F. H. (2009). Three decades of hyperspectral *remote sensing* of the Earth: A personal view. *Remote sensing of Environment*, *113*(SUPPL. 1), S5–S16.
- Gonçalves, M. L., Netto, M. L. a., Costa, J. a. F., & Zullo Júnior, J. (2008). An unsupervised method of classifying remotely sensed images using Kohonen self-organizing maps and agglomerative hierarchical clustering methods. *International Journal of Remote sensing* Vol. 29, 3171–3207.
- Govender, M., Chetty, K., & Bulcock, H. (2007). A review of hyperspectral *remote sensing* and its application in vegetation and water resource studies. *Water Sa*, *33*(2), 145–152.
- Greenwood, P., & Kuhn, N. J. (2014). Does the invasive plant, *Impatiens glandulifera*, promote soil erosion along the riparian zone? An investigation on a small watercourse in northwest Switzerland. *Journal of Soils and Sediments*, *14*(3), 637–650.
- Gruntman, M., Pehl, A. K., Joshi, S., & Tielbörger, K. (2013). Competitive dominance of the invasive plant *Impatiens glandulifera*: using competitive effect and response with a vigorous neighbour. *Biological Invasions*, *16*(1), 141–151.
- Gutiérrez, J. L., Jones, C. G., & Sousa, R. (2014). Toward an integrated ecosystem perspective of invasive species impacts. *Acta Oecologica*, *54*, 131–138.
- Hamada, Y., Stow, D. a., Coulter, L. L., Jafolla, J. C., & Hendricks, L. W. (2007). Detecting Tamarisk species (*Tamarix* spp.) in riparian habitats of Southern California using high spatial resolution hyperspectral imagery. *Remote sensing of Environment*, *109*(2), 237–248.
- Hansen, P. M., & Schjoerring, J. K. (2003). Reflectance measurement of canopy biomass and nitrogen status in wheat crops using normalized difference vegetation indices and partial least squares regression. *Remote sensing of Environment*, *86*(4), 542–553.
- Haraguchi, A. (2012). Phosphorus Release from Sediments in a Riparian *Phragmites australis* Community at the Estuary of the Chikugogawa River , Western Japan, *American Journal of Plant Sciences*, *3*, 962–970.

- He, K. K. S., Rocchini, D., Neteler, M., & Nagendra, H. (2011). Benefits of hyperspectral *remote sensing* for tracking plant invasions. *Diversity and Distributions*, 17(3), 381–392.
- Hejda, M., & Pyšek, P. (2006). What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity of invaded riparian vegetation? *Biological Conservation*, 132(2), 143–152.
- Hejda, M., Pyšek, P., & Jarošík, V. (2009). Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*, 97(3), 393–403.
- Hestir, E. L., Khanna, S., Andrew, M. E., Santos, M. J., Viers, J. H., Greenberg, J. A., Rajapakse, S. S., & Ustin, S. L. (2008). Identification of invasive vegetation using hyperspectral *remote sensing* in the California Delta ecosystem. *Remote sensing of Environment*, 112(11), 4034–4047.
- Hoffer, R.M., 1978. Biological and physical considerations in applying computer-aided analysis techniques to remote sensor data, in *Remote sensing: The Quantitative Approach*, P.H. Swain and S.M. Davis (Eds), McGraw-Hill Book Company, 227- 289 pp..
- Hollingsworth, M. L., & Bailey, J. P. (2000). Evidence for massive clonal growth in the invasive weed *Fallopia japonica* (Japanese Knotweed). *Botanical Journal of the Linnean Society*, 133(4), 463–472.
- Huang, C., & Asner, G. (2009). Applications of *Remote sensing* to Alien Invasive Plant Studies. *Sensors*, 9(6), 4869–4889.
- Huebner, C. D. (2007). Detection and Monitoring of Invasive Exotic Plants: A Comparison of Four Sampling Methods. *Northeastern Naturalist*, 14(2), 183–206.
- Hulme, P. E., & Bremner, E. T. (2005). Assessing the impact of *Impatiens glandulifera* on riparian habitats: partitioning diversity components following species removal. *Journal of Applied Ecology*, 43(1), 43–50.
- Hulme, P. E., Pyšek, P., Jarošík, V., Pergl, J., Schaffner, U., & Vilà, M. (2013). Bias and error in understanding plant invasion impacts. *Trends in Ecology and Evolution*, 28(4), 212–218.
- Integraal waterbeleid. (2008-2013). Het bekkenbeheersplan van het Dijle-Zennebekken. CIW, Aalst. 670 pp.
- Ippolito, J. a., & Barbarick, K. a. (2000). Modified nitric acid plant tissue digest method. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 31(15-16), 2473–2482.
- Ishii, J., & Washitani, I. (2013). Early detection of the invasive alien plant *Solidago altissima* in moist tall grassland using hyperspectral imagery. *International Journal of Remote sensing*, 34(16), 5926–5936.
- Jacquemoud S, Ustin SL, Verdebout J, Schmuck G, Andreoli G, Hosgood B. 1996. Estimating leaf biochemistry using the PROSPECT leaf optical properties model. *Remote sensing of Environment* 56: 194-202.

- Jia, K., Wu, B., Tian, Y., Zeng, Y., & Li, Q. (2011). Vegetation classification method with biochemical composition estimated from *remote sensing* data. *International Journal of Remote sensing*, 32(24), 9307–9325.
- Jimenez, R. R., & Ladha, J. K. (1993). Automated elemental analysis: A rapid and reliable but expensive measurement of total carbon and nitrogen in plant and soil samples. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 24(15-16), 1897–1924.
- Jones, H.G., Vaughan, R.A. (2010). *Remote sensing of vegetation*. Principles, techniques and applications. Oxford University Press Inc., New York, 353 pp.
- Keeney, D.R., & Nelson, D.W. (1982). Nitrogen in organic forms. In A.L. Page, R.H. Miller, and D.R. Keeney, Eds. *Methods of Soil Analysis*. Part 2. Agronomy No. 9, American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 643–698.
- Lass, L. W., Carson, H. W., & Callihan, R. H. (1996). Detection of yellow starthistle (*Centaurea solstitialis*) and common St. Johnswort (*Hypericum perforatum*) with multispectral digital imagery. *Weed Technology*, 10, 466–474.
- Lawes, R.A., & Wallace, J.F. (2008). Monitoring an invasive perennial at the landscape scale with *remote sensing*. *Ecological Management and Restoration*, 9, 53–59.
- Lawrence, R. L., Wood, S. D., & Sheley, R. L. (2006). Mapping invasive plants using hyperspectral imagery and Breiman Cutler classifications (randomForest). *Remote sensing of Environment*, 100(3), 356–362.
- Lawrence, R. Walker, S. D. S. (1997). Impacts of Invasive Plants on Community and Ecosystem Properties. In: *Assessment and Management of Plant Invasions* (J. O. Luken & J. W. Thieret, Eds.). New York, NY: Springer New York, pp. 69-86
- Le Maitre, D.C. (2004) Predicting invasive species impacts on hydrological processes: the consequences of plant physiology for landscape processes. *Weed Technology*, 18, 1408–1410.
- Levine, J. M., Vilà, M., D’Antonio, C. M., Dukes, J. S., Grigulis, K., & Lavorel, S. (2003). Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings. Biological Sciences / The Royal Society*, 270(1517), 775–81.
- Liao, C., Peng, R., Luo, Y., Zhou, X., Wu, X., Fang, C., Chen, J. & Li, B. (2008). Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion: a meta-analysis. *New Phytol.* 177, 706-714.
- Lu, S., Shimizu, Y., & Ishii, J. (2012). Detection of invasive plant with hyperspectral imagery in the riverbed of Kinu River, Japan. *Geoscience and Remote sensing Symposium*, (IGARSS 2012), 4813–4816.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.

- Milton, E. J., Schaepman, M. E., Anderson, K., Kneubühler, M., & Fox, N. (2009). Progress in field spectroscopy. *Remote sensing of Environment*, 113(SUPPL. 1), S92–S109.
- Mincheva, T., Barni, E., Varese, G. C., Brusa, G., Cerabolini, B., & Siniscalco, C. (2013). Litter quality, decomposition rates and saprotrophic mycoflora in *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene and in adjacent native grassland vegetation. *Acta Oecologica*, 54, 29–35.
- Möttus, M., Rautiainen, M. (2009). Direct retrieval of the shape of leaf spectral albedo from multiangular hyperspectral Earth observation data. *Remote sensing of Environment*, 113(9), 1799–1807.
- Müllerová, J., Pergl, J., & Pyšek, P. (2013). *Remote sensing* as a tool for monitoring plant invasions: Testing the effects of data resolution and image classification approach on the detection of a model plant species *Heracleum mantegazzianum* (giant hogweed). *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 25, 55–65.
- Müllerová, J., Pyšek, P., Jarošík, V., & Pergl, J. (2005). Aerial photographs as a tool for assessing the regional dynamics of the invasive plant species *Heracleum mantegazzianum*. *Journal of Applied Ecology*, 42(6), 1042–1053.
- Murphy S. T. (2004) - Impacts of invasive plants. CAB International.
<http://www.cabdirect.org>
- Murphy, J., & Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27, 31–36.
- Neiland, M.R.M. (1986) *The distribution and ecology of Giant hogweed (Heracleum mantegazzianum) on the River Allan, and its control in Scotland*. BSc dissertation, University of Stirling
- Niewold, F.J.J. (2003). Haalbaarheidsonderzoek naar de herkolonisatie van de bever in het bekken van de Schelde en de Dijle. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. *Alterra-rapport 705*, 93 pp.
- Page, N. a, Wall, R. E., Darbyshire, S. J., & Mulligan, G. a. (2006). The Biology of Invasive Alien Plants in Canada. *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier. *Canadian Journal of Plant Science*, 86, 569–589.
- Perglová, I., Pergl, J., & Pyšek, P. (2006). Flowering phenology and reproductive effort of the invasive alien plant *Heracleum mantegazzianum*. *Preslia*, 78(3), 265–285.
- Perrins, J., Fitter, A.H., & Williamson, M. (1990). What makes *Impatiens glandulifera* invasive? *BES Industrial Ecology Group Conference*, Cardiff, pp. 8-33.
- Powell, K. I., Chase, J. M., Knight, T. M. (2011). A synthesis of plant invasion effects on biodiversity across spatial scales. *American Journal of Botany*, 98(3), 539–548.

- Psomas, A., Kneubühler, M., Huber, S., Itten, K., & Zimmermann, N. E. (2011). Hyperspectral *remote sensing* for estimating aboveground biomass and for exploring species richness patterns of grassland habitats. *International Journal of Remote sensing*, *32*(24), 9007–9031.
- Pysek, P. & Prach, K. (1993) Plant invasions and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. *Journal of Biogeography*, *20*, 413–420.
- Pyšek, P., Jarošík, V., Hulme, P. E., Pergl, J., Hejda, M., Schaffner, U., & Vilà, M. (2012). A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology*, *18*(5), 1725–1737.
- Richter, R., Schläpfer, D. (2002). Geo-atmospheric processing of airborne imaging spectrometry data. Part 2: Atmospheric/Topographic Correction. *International Journal of Remote sensing*, *23*(13), 2631–2649.
- Robertson, R., Coleman, D.C., Bledsoe, C.S., & Sollins, P. (1999). *Standard Soil Methods for Long-Term Ecological Research*. Oxford University Press, 480 pp.
- Roelofsen, H., van Bodegom, P., Kooistra, L., & Witte, J.-P. (2013). Trait Estimation in Herbaceous Plant Assemblages from in situ Canopy Spectra. *Remote sensing*, *5*(12), 6323–6345.
- Sánchez-Flores, E., Rodríguez-Gallegos, H., & Yool, S. R. (2008). Plant invasions in dynamic desert landscapes. A field and *remote sensing* assessment of predictive and change modeling. *Journal of Arid Environments*, *72*(3), 189–206.
- Savitzky, A., & Golay, M. J. E. (1964). Smoothing and Differentiation of Data by Simplified Least Squares Procedures. *Analytical Chemistry*, *36*(8), 1627–1639.
- Schaepman, M.E., Kneubühler, M., Bartholomeus, H., Malenovský, Z., Damm A., Schaepman-Strub, & G., Hueni, A. (2010). Spectroscopic Approaches – from Leaf Albedo to Ecosystems Mapping. Text from: *Art, Science and Applications of Reflectance Spectroscopy' symposium*, 19 pp.
- Schwartz, M.V., Thorne, J.H. & Viers, J.H. (2006). Biotic homogenization of the California flora in urban and urbanizing regions. *Biological Conservation*, *127*, 282–291.
- Smith, J. M. D., Ward, J. P., Child, L. E., & Owen, M. R. (2007). A simulation model of rhizome networks for *Fallopia japonica* (Japanese knotweed) in the United Kingdom. *Ecological Modelling*, *200*(3-4), 421–432.
- Somers, B., & Asner, G. P. (2012). Hyperspectral Time Series Analysis of Native and Invasive Species in Hawaiian Rainforests. *Remote sensing*, *4*(12), 2510–2529.

- Somers, B., Delalieux, S., Verstraeten, W. W., Verbesselt, J., Lhermitte, S., & Coppin, P. (2009). Magnitude- and Shape-Related Feature Integration in Hyperspectral Mixture Analysis to Monitor Weeds in Citrus Orchards. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, *47*(11), 3630–3642.
- Stadsbestuur Mechelen. (2013). Milieujaarprogramma 2014. Uit: Hoofstuk 8: natuur. 118 pp.
- Tanner, R. a., Varia, S., Eschen, R., Wood, S., Murphy, S. T., & Gange, A. C. (2013). Impacts of an Invasive Non-Native Annual Weed, *Impatiens glandulifera*, on Above- and Below-Ground Invertebrate Communities in the United Kingdom. *PLoS ONE*, *8*(6), 1-13.
- Thiele, J., & Otte, A. (2008). Invasion patterns of *Heracleum mantegazzianum* in Germany on the regional and landscape scales. *Journal for Nature Conservation*, *16*(2), 61–71.
- Thijs, K. W., Brys, R., Verboven, H. a. F., & Hermy, M. (2012). The influence of an invasive plant species on the pollination success and reproductive output of three riparian plant species. *Biological Invasions*, *14*(2), 355–365.
- Tiley, G. E. D., Dodd, F. S., Wade, P. M. (1996). *Heracleum mantegazzianum* Sommier, *84*(2), 297–319.
- Traveset, A., & Richardson, D. M. (2006). Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. *Trends in Ecology and Evolution*, *21*(4), 208–216.
- Turner, W., Spector, S., Gardiner, N., Fladeland, M., Sterling, E., & Steininger, M. (2003). Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, *18*(6), 306–314.
- Underwood, E. (2003). Mapping nonnative plants using hyperspectral imagery. *Remote Sensing of Environment*, *86*(2), 150–161.
- Ustin, S. L., Roberts, D. A. R. A., Gamon, J. A., Gregory, P., & Green, R. O. (2004). Using Imaging Spectroscopy to Study Ecosystem Processes and Properties. *Bioscience* *54*(6), 523–534.
- Van Thuyne, G., & Breine, J. (2003). Het visbestand in de Dijle. *Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer*, 15 pp.
- Vanderhallen, D., & Van Hecke, E. (2007). *Plantyn Algemene Wereldatlas editie 2012*. Plantyn. 176 pp.
- Vane, G., & Goetz, A. F. H. (1988). Terrestrial Imaging Spectroscopy. *Remote sensing of environment*, *24*, 1–29.
- Vilà, M., Basnou, C., Pyšek, P., Josefsson, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Nentwig, W., Olenin, S., Roques, A., Roy, D., & Hulme, P. E. (2010). How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *8*(3), 135–144.

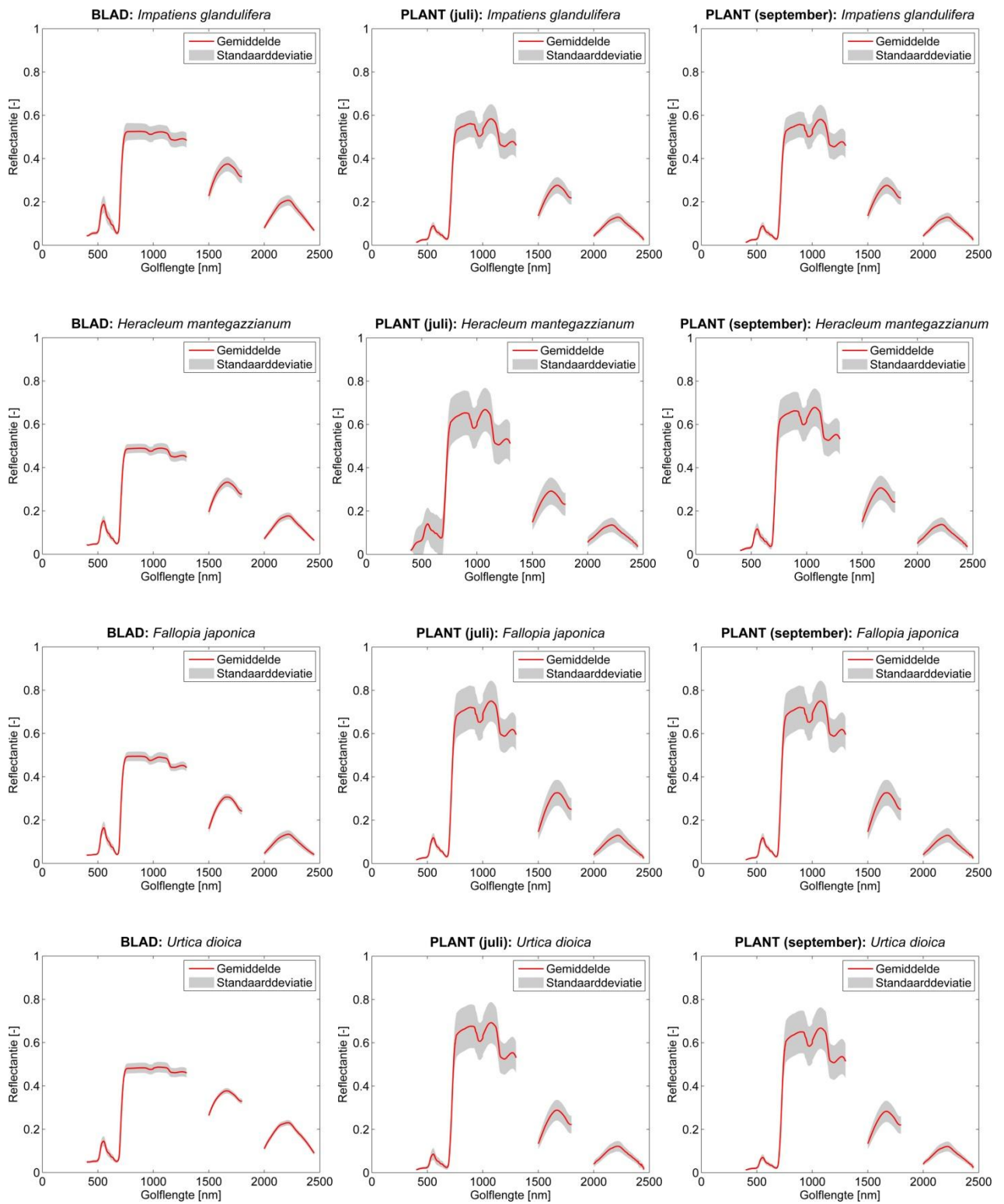
- Vilà, M., Espinar, J., Hejda, M., Hulme, P., Jarosik, V., Maron, J., ... Pyšek, P. (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*, 14(7), 702–708.
- Walsh, S.J., McCleary, A.L., Mena, C.F., Shao, Y., Tuttle, J.P., González, A., & Atkinson, R. (2008). QuickBird and Hyperion data analysis of an invasive plant species in the Galapagos Islands of Ecuador: implications for control and land use management. *Remote sensing of Environment* 112, 1927–1941.
- Waterwegen en Zeekanaal NV. (2010). Studie t.b.v. de aanleg van overstromings-gebieden en natuurgebieden i.h.k.v. het SIGMAPLAN. *Project-MER verslag*. Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, 7 pp.
- Weber, E. (2003). *Invasive Plant Species of the World: A Reference Guide to Environmental Weeds.*, Oxford University Press, Michigan, 548 pp.
- Weston, L. a., Barney, J. N., & DiTommaso, A. (2005). A Review of the Biology and Ecology of Three Invasive Perennials in New York State: Japanese Knotweed (*Polygonum cuspidatum*), Mugwort (*Artemisia vulgaris*) and Pale Swallow-wort (*Vincetoxicum rossicum*). *Plant and Soil*, 277(1-2), 53–69.
- Xie, Y., Sha, Z., & Yu, M. (2008). *Remote sensing* imagery in vegetation mapping: a review. *Journal of Plant Ecology*, 1(1), 9–23.
- Zarcinas, B. A., Cartwright, B., & Spouncer, L. R. (1987). Nitric acid digestion and multi-element analysis of plant material by inductively coupled plasma spectrometry. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 18(1), 131–146.
- Zhang, B., Tong, Q., & Zheng, L. (2001). Hyperspectral *Remote sensing* Technology and Application in China. *International Symposium on Remote sensing*, 17, 529–535.

7. ADDENDUM

7.1. Addendum 1: Risicoanalyse

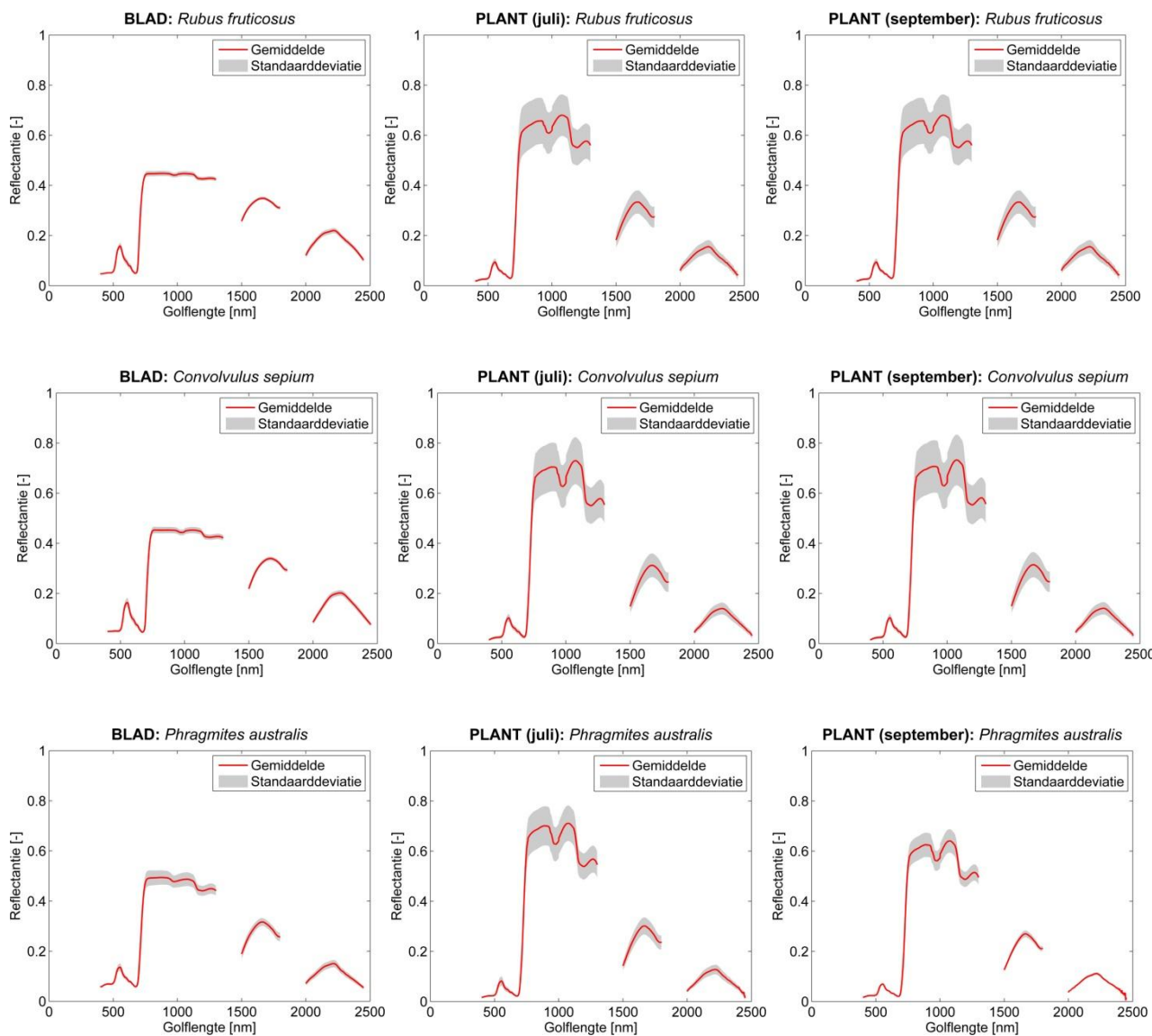
RISICO ANALYSE	
Risico's	<ol style="list-style-type: none">1. Algemene gevaren omtrent het veldwerk aan de dijken van de Dijle: er is een valgevaar door de onstabiele stenen van de oever, gevaar voor tekenbeten, voor felle zon doordat er nergens schaduw is.2. Veldwerk tussen Reuzenberenklauw (<i>Heracleum mantegazzianum</i>): het sap van de plant bevat furanocumarine dat voor de mens sterk fototoxisch is. Furanocumarine is een vluchtige olie die de huid overgevoelig maakt voor ultraviolette straling uit het zonlicht waardoor er na blootstelling brandwonden ontstaan (fytofotodermatitis). Na het contact met het sap ontstaan er binnen de 24 uur brandende, rode huidvlekken die enkele uren later overgaan in gezwollen blaarvormige en pijnlijke ontstekingen. Deze brandblaren kunnen later open zwerende wonden vormen. Bij grote aangetaste huidoppervlaktes kan opname in het ziekenhuis nodig zijn. Wanneer furocamarine in de ogen terecht komt, kan soms blindheid ontstaan. Bij regenweer of grijze lucht irriteert de plant veel minder.3. Verwerking van bodemstalen en bladstalen: kans op besmetting tetanus door contact met bodemstalen. Wanneer de moffeloven gebruikt wordt is er gevaar voor verbranding. Werken met ascorbinezuur, fosforzuur en salpeterzuur in het laboratorium geeft gevaar voor irritatie van de huid en ogen na contact. De dampen van salpeterzuur werken in op de ademhalingswegen, het zuur is sterk bijtend en brandend.
Preventie maatregelen	<ol style="list-style-type: none">1. Draag aangepaste kledij en stevig schoeisel. Na elke dag in het veld nakijken op tekenbeten. Zorg voor bescherming tegen de zon (zonnecrème, hoofddekseel, voldoende water drinken).2. Indien er aanraking kan zijn met Reuzenberenklauw moet alle contact met de huid vermeden worden door beschermende kledij te dragen. Naast lange broek en trui of vest met lange mouwen kan bescherming voor nek, hoofd en handen ook nuttig zijn. Hou er rekening mee dat het sap doorheen de kledij kan dringen. Synthetische, waterafstotende stof is dan ook te verkiezen boven linnen of katoen die het sap kan absorberen. Voor het nemen van bladstalen worden er handschoenen gedragen. Voor andere acties zoals het maaien van deze plant dient er een veiligheidsbril gedragen te worden.3. Bij het gebruik van de moffeloven dient met extra voorzichtig te zijn en ovenwanten aan te doen. Voor het verwerken van bodemstalen moet men er zeker van zijn gevaccineerd te zijn tegen tetanus. Voor analyses in het labo moet er gewerkt worden met een labo-jas, veiligheidsbril en handschoenen. Wanneer er voor de bladanalyses gewerkt moet worden met salpeterzuur dient men extra voorzichtig te zijn en onder een trekkast werken.
Acties bij incidenten	<ol style="list-style-type: none">1. Raadpleeg dokter bij ernstige val en bij rode cirkel rond tekenbeet.2. Wanneer je voelt dat er toch sap op de huid terecht gekomen is dan moet de huid best onmiddellijk worden afgespoeld met koud water en met zeep gewassen. Daarenboven wordt er daarna liefst uit de zon gebleven, minstens een week alvorens men gaat zonnen of voor langere tijd aan de zon blootgesteld is. Wanneer het sap in de ogen terechtkomt moet er langdurig gespoeld worden met koud water en een arts geraadpleegd worden.3. Bij contact met zuuroplossingen dient men de kledij uit te trekken en overvloedig te spoelen met water. Indien irritatie optreedt een arts te raadplegen, in het geval van salpeterzuur dient altijd een arts geraadpleegd te worden. Bij inademen moet het slachtoffer in open lucht gebracht worden. Bij het verlies van het bewustzijn moet het slachtoffer in de stabiele zijligging gelegd worden en er moet medische hulp ingeroepen worden. Bij het inslikken van zuuroplossingen moeten er grote hoeveelheden water gedronken worden en een arts geraadpleegd worden. Er mag in geen geval braken opgewekt worden. In het geval van salpeterzuur kan best altijd onmiddellijk medische hulp ingeroepen worden.
Meer info	<ol style="list-style-type: none">2. Belgisch antigifcentrum. (2014). <i>Fiche Reuzenberenklauw</i>, Brussel, http://www.antigifcentrum.be/3. Veiligheidsfiches: http://www.envirocontrol.be/doc/Veiligheidsinformatie%20Salpeterzuur.pdf http://www.hachlange.hr/countrysites/action_q/download%3Bmsds/msds_document/nl%252F2651255%252Epdf/lkz/HR/spkz/hr/TOKEN/KVjNrBvS2Z9jGNw9-lyDxwFbKEk/M/vibRIA http://www.thiry.be/Scheikunde%5CFOSFORZUUR_75%25_FOOD_GRADE_-_E338_(B).pdf

7.2. Addendum 2: Spectra van blad en plant



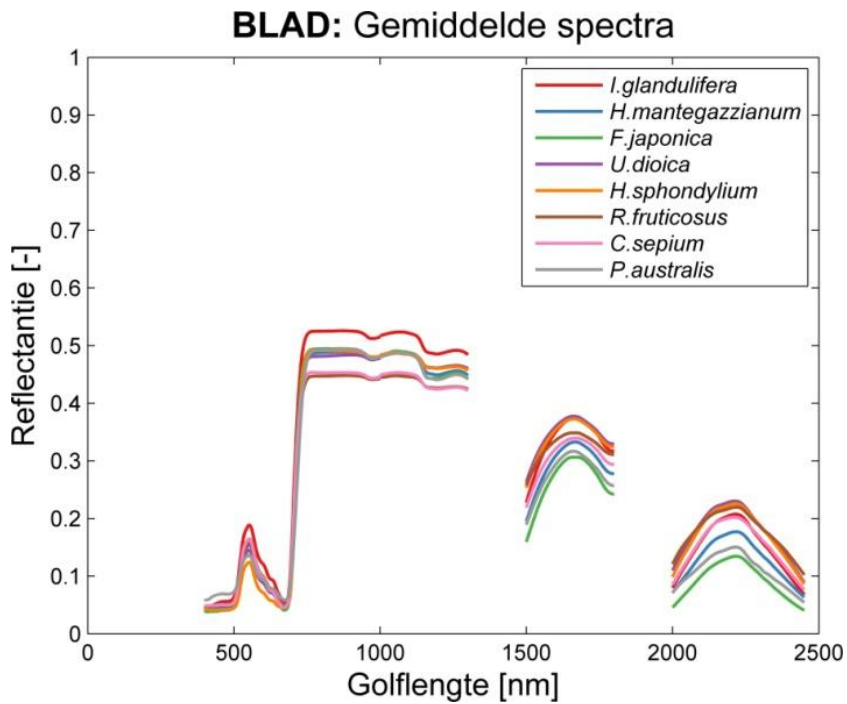
Addendum 2: Spectra van blad- en plantmetingen van de invasieve soorten en van de meest voorkomende soorten die besproken werden in deze thesis. Voor de plantmetingen zijn er gegevens van het bloeiseizoen juli en het einde van het bloeiseizoen in september. Met de reflectantie op de x-as en golflengte op de y-as.

Vervolg addendum 2 (a): Spectra van blad- en plantmetingen.

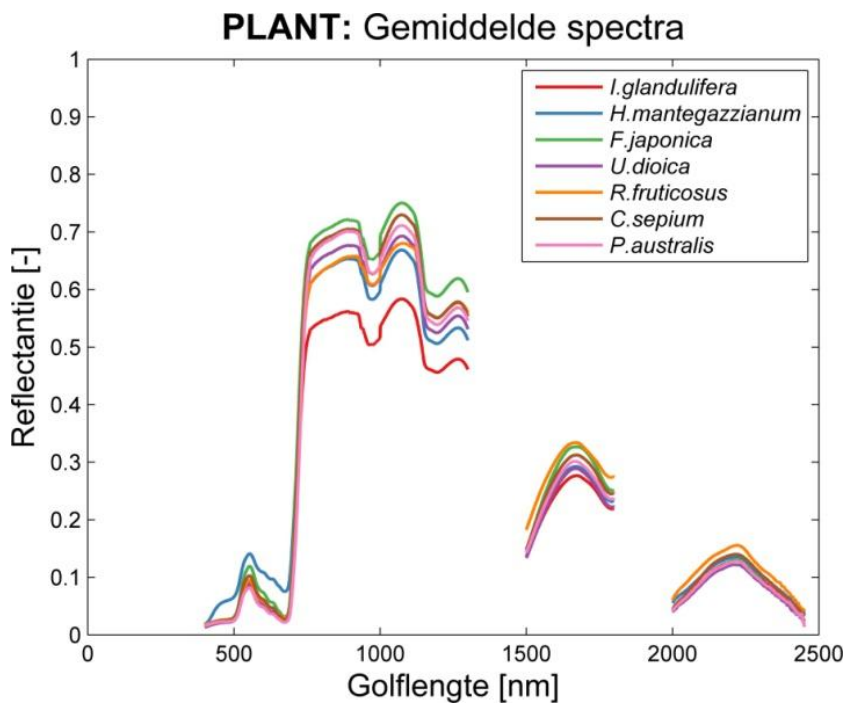


7.3. Addendum 3: Gemiddelde reflectantie voor blad- en plantmetingen

a)

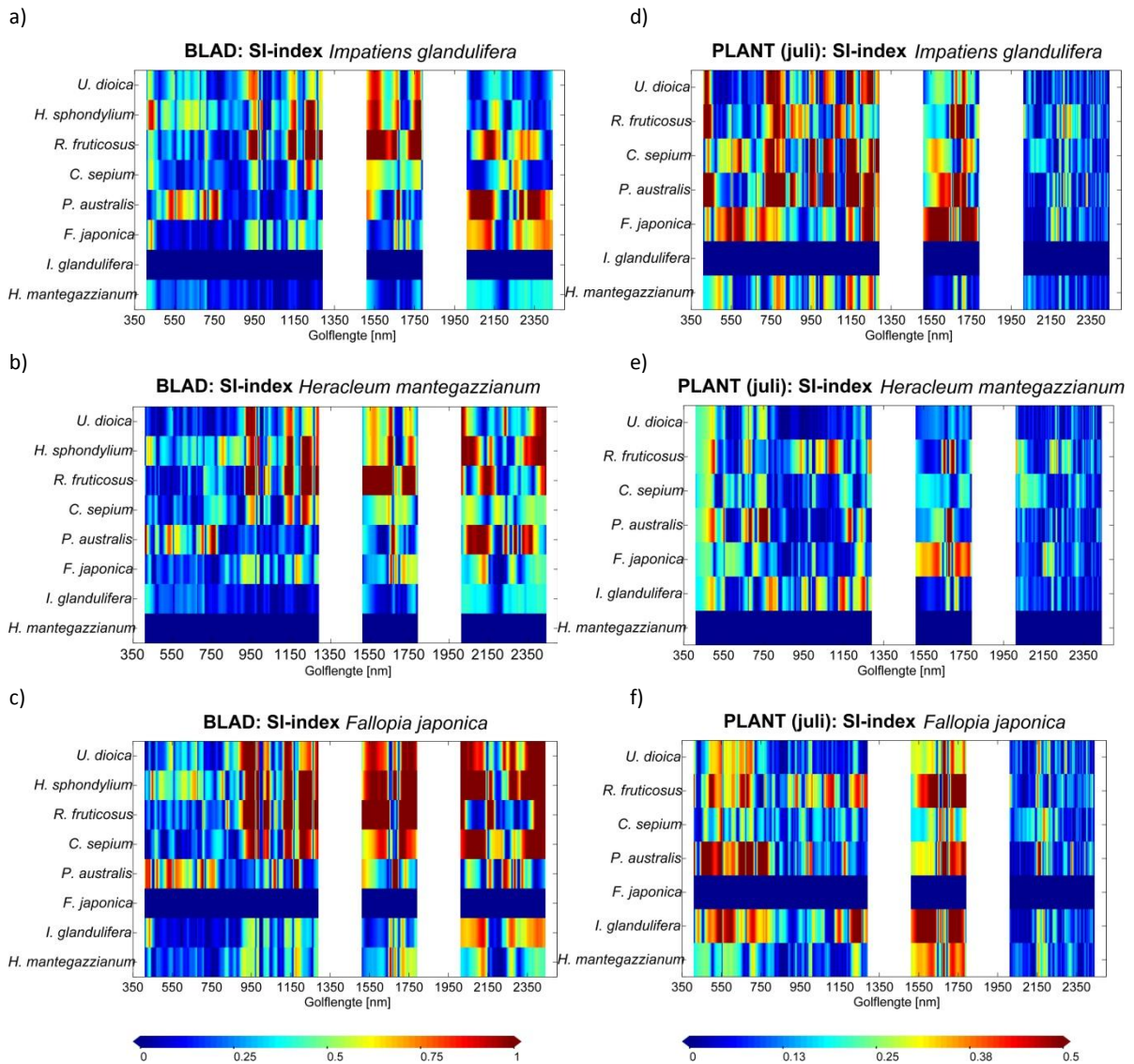


b)



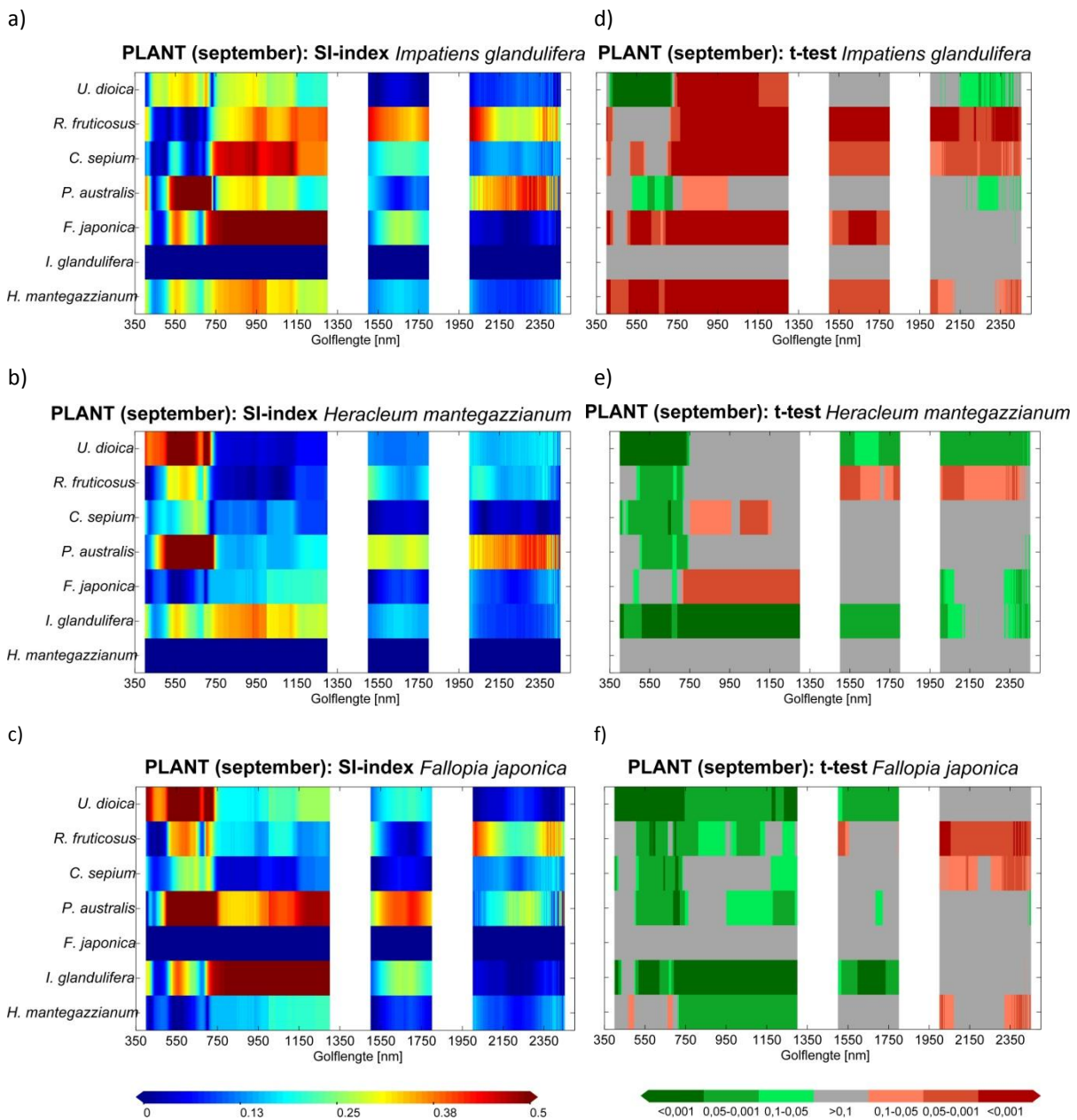
Addendum 3: Gemiddelde reflectanties van de blad- (a) en plantmetingen (b) voor de meest voorkomende inheemse soorten en de invasieve soorten.

7.4. Addendum 4: Eerste afgeleiden SI-index voor de blad-en plantspectra



Addendum 4: SI-index voor de eerste afgeleiden van de reflectanties van de bladspectra (a-c) en van de plantspectra (d-f). Hoe hoger de SI waarde, hoe beter de soorten spectraal onderscheidbaar zullen zijn van elkaar.

7.5. Addendum 5: SI-index en t-test voor de plantspectra van september



Addendum 5 (a-c): 'Separability index' tussen de plantspectra van september van de invasieve soorten (*I. glandulifera* (a), *H. mantegazzianum* (b), *F. japonica* (c)) en zes inheemse en drie invasieve soorten. Hoe hoger de SI-waarde, hoe meer de reflectantie van de invasieve soort verschilt van de soort waarmee deze vergeleken wordt voor die golflengte.

Addendum 5 (d-f): Ongepaarde two-sample t-test voor de spectra van planten van september van drie invasieve en zes inheemse soorten met de invasieve soorten *I. glandulifera* (d), *H. mantegazzianum* (e) en *F. japonica* (f) voor iedere golflengte. De kleuren geven aan of de invasieve soort significant hoger of lager ligt tegenover de soort waarmee vergeleken wordt, terwijl de helderheid van de kleuren de p-waarde van de t-test weergeeft. Een donkerrode kleur geeft weer dat de nulhypothese van de linksezijdige t-test verworpen wordt voor een bepaalde golflengte. Dit betekent dat de reflectantie van de invasieve soort significant lager ligt dan de soort waarmee vergeleken wordt voor die golflengte. De donkergroene waarden tonen aan dat de nulhypothese van de rechtsezijdige t-test wordt verworpen en dat voor die bepaalde golflengte de reflectantie van de invasieve soort significant hoger ligt dan de reflectantie van de inheemse soorten of de andere invasieve soorten. Lichtgroen en lichtrood duiden op een marginale significantie en grijs duiden de golflengten aan zonder significante verschillen.

7.6. Addendum 6: Tabel met vegetatie-opnames

PLOTS	SOORTEN																		
	<i>Impatiens glandulifera</i>	<i>Heracleum mantegazzianum</i>	<i>Fallopia japonica</i>	<i>Urtica dioica</i>	<i>Convolvulus sepium</i>	<i>Carduus crispus</i>	<i>Cirsium arvense</i>	<i>Symphytum officinale</i>	<i>Epilobium hirsutum</i>	<i>Galium aparine</i>	<i>Daucus carota</i>	<i>Achillea millefolium</i>	<i>Equisetum ramosissimum</i>	<i>Equisetum palustre</i>	<i>Equisetum fluviatile</i>	<i>Vicia cracca</i>	<i>Vicia sativa</i>	<i>Vicia hirsuta</i>	<i>Vicia villosa</i>
p1	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p2	20	20	0	50	2	1	0	1	15	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0
p3	0	95	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p4	0	50	0	3	2	5	0	0	0	0	4	0	2	1	0	1	0	0	0
p5	30	5	0	30	3	0	0	2	0	1	15	1	1	1	0	0	0	0	0
p6	15	0	0	10	5	0	0	0	0	0	10	1	1	1	0	0	0	0	0
p7	0	20	0	25	10	0	0	0	0	0	5	1	0	0	0	0	0	0	0
p8	0	50	0	5	15	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1	0	0
p9	0	10	25	15	20	0	0	0	3	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
p10	0	10	30	0	5	0	0	4	15	1	2	0	0	0	0	2	0	0	0
p11	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p12	25	25	0	10	25	0	0	0	0	2	0	0	1	1	0	1	0	0	1
p13	20	15	0	3	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
p14	5	0	0	15	30	2	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
p15	55	15	0	5	5	8	0	0	5	2	0	0	3	0	0	0	0	0	0
p16	50	0	0	10	10	1	0	2	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0
p17	15	20	25	5	5	1	0	0	0	0	2	1	1	0	0	0	0	0	0
p18	15	0	35	10	0	0	0	0	0	0	3	0	1	1	0	0	0	0	0
p19	10	0	0	5	10	0	0	0	0	1	5	0	2	1	1	0	0	0	0
p20	0	0	25	15	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
p21	5	25	0	5	20	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0
p22	0	0	0	45	15	0	0	5	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
p23	5	10	0	65	10	0	0	0	0	2	2	0	2	0	0	0	0	0	0
p24	5	30	0	15	2	0	0	2	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
p25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p26	10	10	0	5	3	2	0	0	5	1	0	1	2	1	1	0	0	0	0
p27	0	20	25	15	20	0	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	1	0
p28	0	0	0	25	20	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p29	10	20	0	0	10	0	0	2	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0
p30	0	20	0	25	3	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0
p31	0	30	0	20	3	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0
p32	60	0	0	0	10	10	0	0	0	2	1	1	1	1	1	1	0	1	0
p33	5	0	50	5	0	0	0	0	0	0	3	3	1	0	0	0	0	0	0
p34	5	30	15	10	5	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0	0	0	0
p35	0	10	40	15	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
p36	3	20	0	15	15	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
p37	1	0	0	2	90	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p38	5	25	0	10	30	0	0	2	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0
p39	1	0	0	95	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p40	3	0	0	5	15	0	0	2	0	0	1	1	2	1	0	2	0	0	0
p41	0	35	0	10	5	0	0	2	0	0	1	0	2	1	0	2	0	1	0
p42	0	20	0	25	25	0	0	2	0	0	1	0	2	0	0	1	0	0	0
p43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p44	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0

PLOTS	SOORTEN																		
	<i>Lamium album</i>	<i>Stellaria graminea</i>	<i>Trifolium pratense</i>	<i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Phragmites australis</i>	<i>Heracleum sphondylium</i>	<i>Ranunculus repens</i>	<i>Rubus fruticosus</i>	<i>Tanacetum vulgare</i>	<i>Anthriscus sylvestris</i>	<i>Acer pseudoplatanus</i>	<i>Corylus avellana</i>	<i>Artemisia vulgaris</i>	<i>Humulus lupulus</i>	<i>Eupatorium maculatum</i>	<i>Caltha palustris</i>	<i>Jacobaea aquatica</i>	<i>Crepis capillaris</i>	<i>Lathyrus pratensis</i>
p1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p4	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p5	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p6	0	0	0	10	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p7	0	0	1	15	40	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p8	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p10	0	0	1	25	0	0	1	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p12	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p13	0	0	0	30	10	0	0	1	0	0	5	10	5	0	0	0	0	0	0
p14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0
p15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p16	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
p17	2	0	0	0	0	5	1	0	0	0	0	0	8	0	0	1	2	0	0
p18	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
p19	0	0	0	5	5	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0
p20	0	0	1	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
p21	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	20	0	2	0	0	0	0	0	0
p22	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p23	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p24	0	0	0	25	5	5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
p25	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0
p27	0	0	1	0	0	5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
p28	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	25	3	0	0	0	0	0	0	0
p30	0	0	1	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
p31	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
p33	0	0	0	0	0	5	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	0
p34	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
p35	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	1	1
p36	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0
p37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
p38	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p40	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
p41	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
p42	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
p43	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p44	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1

PLOTS	SOORTEN																			
	<i>Silene dioica</i>	<i>Silene latifolia</i> subsp. <i>alba</i>	<i>Taraxacum officinale</i>	<i>Aegopodium podagraria</i>	<i>Ranunculus auricomus</i>	<i>Petasites hybridus</i>	<i>Potentilla reptans</i>	<i>Persicaria amphibia</i>	<i>Deschampsia cespitosa</i>	<i>Dactylis glomerata</i>	<i>Holcus lanatus</i>	<i>Arrhenatherum elatius</i>	<i>Lolium perenne</i>	<i>Hordeum murinum</i>	<i>Poa annua</i>	<i>Poa pratensis</i>	<i>Poa trivialis</i>	<i>Phalaris arundinacea</i>	<i>Rumex acetosa</i>	<i>Rumex obtusifolius</i>
p1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0
p4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	1	2	0	2	0	0
p5	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0
p6	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	8	1	0	0	8	1	0	0	0
p7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	1	0	0	0	0
p8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0
p9	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0	5	5	0	0	0	0	0	0	1
p10	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1
p11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	2	0	1	0	0	0	0
p13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0
p14	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	1	1	0	0	0
p15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	3	0	0	0	0
p16	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0
p17	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0
p18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	5	1	0	1	1	1	0	0	0
p19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	10	0	0	0	2	0	1	0	0
p20	3	4	0	0	0	0	0	0	0	2	12	15	1	0	1	5	1	1	0	0
p21	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	5	0	0	0	1	0	0	0	0
p22	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	15	0	0	1	8	1	2	0	0
p23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0
p24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0
p25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	20	0	0	5	20	0	0	0	0
p27	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
p28	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
p29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	5	0	0	2	5	0	0	0	0
p30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	5	0	0	0	0
p31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	10	0	0	0	10	0	0	0	0
p32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	4	0	0	0	4	0	0	0	0
p33	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	8	10	0	0	0	0	0	0	0	0
p34	0	0	0	1	0	0	0	0	2	2	10	10	0	0	5	8	0	0	0	0
p35	2	3	0	0	0	0	0	0	2	0	1	5	0	0	0	3	0	0	0	0
p36	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	5	0	0	0	1	0	0	0	0
p37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p38	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0
p39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
p40	0	0	0	0	1	0	1	1	5	3	5	10	1	1	5	10	2	2	0	0
p41	0	0	0	0	0	0	3	0	2	2	2	5	0	0	2	5	0	2	1	0
p42	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0
p43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
p44	0	0	1	0	0	85	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0

Addendum 6: tabel met vegetatie-opnames waar de procentuele bedekkingsgraad van elke soort in elke plot weergegeven wordt.

PLANT CONSERVATION AND POPULATION BIOLOGY

Institute of Botany and Microbiology
Kasteelpark Arenberg nr. 31 bus 2435

3000 LEUVEN, BELGIË

tel. + 32 16 32 15 20

fax + 32 16 32 19 68

olivier.honnay@bio.kuleuven.be

www.kuleuven.be

