



Faculteit Bio-ingenieurswetenschappen

Academiejaar 2014 – 2015

Zware metalen en voedingsgewassen: impact van atmosferische depositie nabij spoorlijnen

Sofie Longueville

Promotoren: Prof. dr. ir. Roeland Samson
Prof. dr. ir. Gijs Du Laing

Tutors: dr. ir. Karen Wuyts
dr. ir. Tatiana Wuytack

Masterproef voorgedragen tot het behalen van de graad van
Master in de Bio-ingenieurswetenschappen: Bos- en natuurbeheer

Dankwoord

Met dit dankwoord wil ik mij richten tot iedereen die heeft meegeholpen aan de totstandkoming van deze masterproef.

In eerste plaats wil ik mijn tutor dr. ir. Karen Wuyts bedanken voor haar uitstekende begeleiding tijdens het opstellen van dit werk. Ik was steeds welkom voor vragen en overleg. De verkregen raad, adviezen en correcties zijn een zeer grote hulp geweest. Hiernaast wil ik de promotoren prof. dr. ir. Roeland Samson en prof. dr. ir. Gijs Du Laing bedanken voor de goede samenwerking en de kans om deze masterproef uit te voeren in twee verschillende onderzoeksgroepen. Namelijk ENdEMIC (Universiteit Antwerpen) en Ecochem (Universiteit Gent). Ook aan dr. ir. Tatiana Wuytack wil ik mijn dank betuigen voor het nalezen.

Daarnaast wil ik alle tuiniers bedanken die hebben meegewerkt aan dit onderzoek. Zonder hen was deze studie niet mogelijk geweest.

Ook wil ik het departement Bio-ingenieurswetenschappen onderzoeksgroep ENdEMIC van de Universiteit Antwerpen en de Faculteit Bio-ingenieurswetenschappen onderzoeksgroep Ecochem van de Universiteit Gent bedanken voor het gebruik van de verschillende faciliteiten. Ook bedankt aan Leen Verlinden, Joachim Neri, Roseline Blanckaert, Katty Sabo en Karel Folens. Ook Vincent Deweerdt, bachelorstudent aan de Hogeschool Gent, dank ik, voor de hulp bij de vele analyses.

Als laatste wil ik graag nog Lieve Verheyden, Maarten Quirynen, Elise van Broeckhoven, Peter Longueville en Hilde De Clercq bedanken.

Sofie Longueville

Inhoudsopgave

1 Inleiding.....	1
2 Literatuurstudie.....	2
2.1 Volkstuinen in Vlaanderen.....	2
2.1.1 Huidige situatie van de volkstuinen in Vlaanderen	2
2.1.2. Voordelen van volkstuinen	3
2.1.2.1 Socio-cultureel.....	3
2.1.2.2 Gezondheid.....	3
2.1.2.3 Ecologie en milieu.....	3
2.1.3 Nadelen van volkstuinen.....	4
2.2 Verontreiniging van volkstuinen met zware metalen	4
2.2.1 Opname van zware metalen door planten.....	4
2.2.2 Bronnen van zware metalen in stedelijk gebied	5
2.2.3 Impact op de gezondheid	7
2.3 Verontreiniging afkomstig van treinverkeer	7
2.3.1 Zware metalen in bodem en planten langsheen spoorlijnen	8
2.3.2 Treinverkeer in België	9
2.4 Magnetische biomonitoring van luchtverontreiniging	9
2.4.1 Verband tussen SIRM-waarden en metaalgehalten in bodem en plant.....	10
2.4.2 SIRM-waarden gemeten in de nabijheid van spoorverkeer.....	10
3 Doelstelling	12
4 Materiaal en methoden	13
4.1 Actieve biomonitoring met sla	13
4.1.1 Locaties.....	13
4.1.2 Proefopstelling.....	14
4.1.3 Analyses.....	16
4.1.3.1 Bepaling bladoppervlakte en magnetisch signaal	17
4.1.3.2 Chemische analyse slastalen	17
4.1.3.3 Analyse bodemstalen.....	18
4.2 Passieve biomonitoring met maïs.....	19
4.2.1 Locaties.....	19
4.2.2 Staalname	20
4.2.3 Analyses.....	21
4.3 Statistische analyse.....	21
5 Resultaten	22
5.1 Actieve biomonitoring met sla	22
5.1.1 Het effect van barrière: kweken in een serre of in openlucht	24
5.1.2 Onderscheid in substraat.....	25
5.1.3 Het effect van het wassen van de sla	26
5.1.4 Correlaties tussen metaalconcentraties en SIRM van sla	29
5.1.5 Bodemstalen	29
5.1.5.1 SIRM-waarden	30
5.1.5.2 Metaalconcentraties na aqua regia-extractie	30
5.1.5.3 Metaalconcentraties na EDTA-extractie	32
5.1.5.4 Metaalconcentraties na CaCl ₂ -extractie	33
5.1.6 Correlatie tussen sla- en bodemstalen.....	34
5.1.6.1 Aqua regia-extractie	34
5.1.6.2 EDTA-extractie	34
5.1.6.3 CaCl ₂ -extractie	35
5.2 Passieve biomonitoring met maïs.....	35
5.2.1 Afstand tot de spoorweg	37
5.2.2 Invloed van de windrichting	39

5.2.3 Correlaties tussen metaalconcentraties en SIRM van maïs	39
6 Discussie.....	40
6.1 Invloed van de spoorweg op gewassen	40
6.1.1 Het effect van de afstand tot de spoorweg	40
6.1.2 Het effect van een barrière.....	41
6.1.3 Het effect van het substraat.....	42
6.1.4 Het effect van het wassen	43
6.2 Vergelijking van de bekomen waarden met andere studies.....	44
6.2.1 Metaalconcentraties	44
6.2.2 SIRM-waarden.....	44
6.3 Relatie tussen SIRM en metaalaccumulatie in plant en bodem.....	45
7 Conclusie	46
8 Verder onderzoek	47
9 Referenties	48
9.1 Boeken en tijdschriften	48
9.2 Websites, e-mails, e.a.	54
10 Bijlagen.....	55
Bijlage 1: Frequentie van het treinverkeer nabij de onderzochte volkstuinen	55
Bijlage 2: Extractie bodemstalen met EDTA (Van Ranst et al., 1999).....	58
Bijlage 3: Extractie bodemstalen met CaCl ₂ (Van Ranst et al., 1999).....	59
Bijlage 4: Frequentie van het treinverkeer nabij de gradiënten aangelegd in maïsvelden	60
Bijlage 5: Slastalen onder de detectielimiet	62
Bijlage 6: F-waarden mixed model analyse slastalen	62
Bijlage 7: Grafische weergave van het effect van barrière, substraat en wassen op sla.....	63
Bijlage 8: Boxplots effect barrière	66
Bijlage 9: Boxplots effect substraat	67
Bijlage 10: Boxplots effect wassen	68
Bijlage 11: Boxplots interactie-effect barrière en wassen	69
Bijlage 12: Boxplots interactie-effect substraat en wassen.....	71
Bijlage 13: Significante correlaties SIRM en metaalconcentraties voor sla	73
Bijlage 14: Gemiddelde en bereik van de metaalconcentraties in de bodemstalen.	74
Bijlage 15: Metaalconcentraties van potgrond.....	74
Bijlage 16: Boxplot SIRM-waarden bodemstalen voor de verschillende locaties	75
Bijlage 17: Effect van afstand tot de spoorweg op de bodem.....	76
Bijlage 18: Boxplot Cd- en Pb-gehalte bodemstalen aqua regia voor de verschillende locaties	77
Bijlage 19: Significante correlaties SIRM en metaalconcentraties aqua regia-extractie bodem	78
Bijlage 20: p-waarden analyse EDTA	79
Bijlage 21: Significante correlaties SIRM en metaalconcentraties EDTA-extractie bodem.....	80
Bijlage 22: p-waarden analyse CaCl ₂	80
Bijlage 23: Grafische weergave van het effect van afstand tot de spoorweg en windrichting ..	81
Bijlage 24: Effect van afstand tot de spoorweg voor maïs.....	83
Bijlage 25: Interactie-effect afstand tot de spoorweg en windrichting.....	84
Bijlage 26: Significante correlaties SIRM en metaalconcentraties voor maïs.....	85

Verklarende afkortingenlijst

a.d.h.v.	aan de hand van
Al	aluminium
Ba	barium
Cd	cadmium
Co	kobalt
Cr	chroom
Cu	koper
DS	droge stof
EDTA	ethyleendiaminetetra-azijnzuur
Fe	ijzer
H ₂ O ₂	waterstofperoxide
Hg	kwik
HNO ₃	salpeterzuur
ICP-MS	inductief gekoppeld plasma massaspectrometrie
ICP-OES	inductief gekoppeld plasma optische emissie spectroscopie
K	kalium
Mn	mangaan
Mo	molybdeen
N	noord
N	stikstof
Ni	nikkel
NMBS	Nationale Maatschappij der Belgische Spoorwegen
NNO	noordnoordoost
NNW	noordnoordwest
NO	noordoost
O	oost
P	fosfor
Pb	lood
PM	particulate matter
ppm	parts per million
SIRM	saturation isothermal remanent magnetization
Sn	tin
Ti	titanium
t.o.v.	ten opzichte van
V	vanadium
W	westen
Z	zuid
Zn	zink
ZW	zuidwest
ZZW	zuidzuidwest

Abstract

Verschillende studies tonen aan dat er verhoogde metaalconcentraties in bodem en planten aanwezig zijn in de onmiddellijke omgeving van de spoorweg. Deze metalen zijn afkomstig van wrijving tussen wielen, remmen, sporen, pantograaf en bovenleidingen. Er is echter weinig bekend over het effect van spoorverkeer op de omgeving. In deze studie werd de nadruk gelegd op het effect van de nabijheid van spoorwegen op de metaalaccumulatie van gewassen. Dit werd onderzocht a.d.h.v. de metaalconcentraties van Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, V en Zn en de verzadigde isotherme remanente magnetisatie (SIRM) van plant- en bodemstalen.

Actieve biomonitoring met sla (*Lactuca sativa*) vond plaats in volkstuinen gelegen naast de spoorweg. De slastalen werden opgedeeld naargelang het substraat (bak of volle grond), de aanwezigheid van een fysische barrière (serre of openlucht) en de behandeling (gewassen of niet gewassen). Hierbij werden ook bodemstalen genomen. Passieve biomonitoring met maïs (*Zea mays subsp. mays*) werd uitgevoerd in maïsvelden langs de spoorweg. Aan de hand van transecten werd de invloed van de afstand tot de spoorweg en het effect van de windrichting bepaald.

De analyse van maïs toonde aan dat er een significante daling van de Mo-concentraties en SIRM-waarden plaatsvond met toenemende afstand tot de spoorweg. Voor de concentraties van Al, Cd, Co, Fe, Mn en Zn werd eenzelfde tendens gevonden voor de locaties die gelegen waren in de windrichting t.o.v. de spoorweg. Ook voor de analyse van de bodemstalen was er een significante daling van de totale fractie aan Cd, Cr, Fe en Zn met een toenemende afstand tot de spoorweg. De analyse van sla toonde aan dat een barrière de Al- en Fe-concentraties en de SIRM-waarden significant verlaagde. Het effect van het substraat was significant voor Al, Cd, Co, Cu, Fe en Zn, met hogere concentraties voor sla gekweekt in volle grond. Het wassen van de sla bleek de concentraties van Al, Co, Fe en Pb en de SIRM-waarden significant te verlagen.

Uit de onderzoeksresultaten kan geconcludeerd worden dat de spoorwegen bijdragen tot een verhoging van de metaalconcentraties van Al, Cd, Co, Cr, Fe, Mn, Mo en Zn en het magnetische signaal van gewassen en bodem langs de spoorweg. De verhoging van de SIRM-waarden werd veroorzaakt door rechtstreekse opname door atmosferische depositie. Ook voor de Al-, Fe-, Mo- en Zn-concentraties was de atmosferische depositie de belangrijkste opnameweg, hiernaast bleek voor deze elementen ook de opname uit de bodem significant. De Cd-, Co- en Cu-concentraties werden verhoogd door opname uit de bodem. Voor vijf stalen vond er een overschrijding plaats van de maximum toelaatbare norm voor Cd, dit toont aan dat groenten gekweekt nabij spoorwegen metalen accumuleren en zo een mogelijk gevaar vormen voor de gezondheid van de consumenten. De studie toonde ook dat door het toepassen van maatregelen zoals het gebruik van een serre, het kweken in een bak, het wassen van de groenten, voldoende afstand houden van de spoorweg en het telen in windopwaartse locaties ten opzichte van het spoor, het effect van de spoorwegen op de metaalconcentraties in gewassen kunnen worden gereduceerd. Tot slot volgt uit deze studie

dat magnetische biomonitoring (en de SIRM in het bijzonder) kan dienen als een goede en eenvoudige proxy voor inventarisatie van de Al-, Fe- en Pb-concentraties in planten en de Mn-, Pb- en Zn- concentraties in bodems langsheen spoorwegen en bij uitbreiding de stad.

1 Inleiding

Volkstuinen zijn sinds de wereldoorlogen niet meer zo populair geweest als vandaag. Steeds meer stadsbewoners willen hun eigen groenten, fruit en kruiden telen. Vlaanderen is echter met een bevolkingsdichtheid van 456 inwoners per km² één van de meest verstedelijkte regio's ter wereld (ADSEI, 2008). Hiernaast is het met 5.061 km spoorlijnen één van de dichtsbespoorde landen in Europa (Infrabel, 2015b). Door de hoge bevolkingsdichtheid, het tekort aan braakliggende gronden en de hoge vraag naar volkstuinen, zijn deze laatste vaak gelegen op restgronden, waaronder ook gronden gelegen langsheen spoorwegen (Allaert et al., 2007).

Verschillende studies toonden reeds aan dat er verhoogde metaalconcentraties in bodem en planten aanwezig zijn in de onmiddellijke omgeving van de spoorweg. Deze metalen komen vrij door abrasie van wielen, sporen, remmen, pantograaf en bovenleidingen (Lorenzo et al., 2006; Bukowiecki et al., 2007; Burkhardt et al., 2007; Liu et al., 2009; Zhang et al., 2012b; Staszewski et al., 2015).

Er is echter weinig bekend over het effect van spoorverkeer op de omgeving. Om deze reden werd er in 2013 een verkennend onderzoek uitgevoerd naar het effect van de nabijheid van spoorwegen op de metaalaccumulaties op planten in volkstuinen (Desplenter et al., 2013). De resultaten van dit onderzoek toonde aan dat het spoorverkeer zorgde voor een verhoogde vrijgave van magnetische deeltjes in de atmosfeer.

In het huidige onderzoek wordt de invloed van het spoorverkeer verder onderzocht voor de metaalconcentraties en het magnetisch signaal van gewassen gekweekt in de omgeving van de spoorwegen. Verder wordt er ook gezocht naar concrete toepassingen om de invloed van de spoorweg te beperken.

In §2 wordt de situatie van volkstuinen in Vlaanderen geschetst, gevolgd door een samenvatting van de resultaten van eerder en gerelateerd onderzoek in verband met spoorwegen. Hierna wordt in §3 de doelstelling weergegeven. In §4 worden de uitgevoerde experimenten uitvoerig toegelicht. Vervolgens worden de resultaten weergegeven in §5 en verder besproken in §6. Tot slot worden in §7 de conclusies weergegeven en in §8 suggesties aangereikt voor verder onderzoek.

2 Literatuurstudie

2.1 Volkstuinen in Vlaanderen

2.1.1 Huidige situatie van de volkstuinen in Vlaanderen

Het kweken van eigen groenten kent al enkele jaren een sterke comeback in Vlaanderen. Mensen willen gezonde voeding uit eigen streek. Hiernaast is Vlaanderen met een bevolkingsdichtheid van 456 inwoners per km² één van de meest verstedelijkte regio's ter wereld (ADSEI, 2008). Deze twee factoren verklaren de grote vraag naar volkstuinen in Vlaanderen. Een volkstuin is een klein stuk grond, gelegen buiten of aan de rand van de stad, waarop (stads)bewoners voedings- en siergewassen telen voor eigen gebruik.

Bij een toestandsbeschrijving van de Vlaamse volkstuinen (Allaert et al., 2007), uitgevoerd in 2007, werden er in Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest 4600 volkstuinen geteld. Deze tuinen zijn verdeeld over 114 volkstuinparken met een totale oppervlakte van 137 ha. De helft van deze volkstuinen bevindt zich in de provincie Antwerpen, waarvan het overgrote deel in het grootstedelijk gebied Antwerpen (de stad Antwerpen en zijn randgemeentes). Door de hoge bevolkingsdichtheid, het tekort aan braakliggende gronden en de hoge vraag naar volkstuinen, zijn deze laatste vaak gelegen op restgronden. Achtendertig procent van de volkstuinparken die geïnventariseerd werden liggen in de onmiddellijke nabijheid van een steenweg, snelweg, spoorweg of luchthaven. Nog opmerkelijker is het gegeven dat de NMBS-holding zelf 546 volkstuinen verhuurt die lang spoortrajecten gelegen zijn. Dit komt neer op 17% van de totale oppervlakte van de volkstuinen die in 2007 beschreven zijn (Allaert et al., 2007).

In de toestandsbeschrijving van Allaert et al. (2007) werd reeds aangegeven dat het aantal volkstuinen niet voldeed aan de vraag ernaar. Negentig procent van de onderzochte gemeenten en/of districten had een groot (13%) tot zeer groot (77%) tekort aan volkstuinen. In 2010 toonde nieuw onderzoek aan dat de bijkomende behoefte aan volkstuinen in Vlaanderen nog steeds groot was, dit zowel in grote steden als in de kleinere gemeenten. De vraag naar volkstuinen werd in de 50 onderzochte gemeenten slechts voor 1/3 ingevuld (Hanegeefs et al., 2010). Sinds 2013 tracht de Vlaamse Overheid het tekort aan volkstuinen aan te pakken door het uitreiken van subsidies voor volkstuinprojecten. Voor deze projecten werd er in 2013 een bedrag van 500.000 euro aan subsidies voorzien. In 2014 verkregen 40 volkstuinprojecten subsidies voor de aanleg en inrichting van nieuwe volkstuinen of voor de uitbreiding of modernisering van de bestaande volkstuinen. Naar schatting werden zo meer dan 500 bijkomende tuintjes gecreëerd, goed voor een uitbreiding van het volkstuinareaal in Vlaanderen met 20 ha (Interbestuurlijk PlattelandsOverleg). Ook in 2015 is er een budget van 300.000 euro beschikbaar voor volkstuinprojecten. Hierbij verduidelijkte huidig minister van Omgeving, Natuur en Landbouw, Joke Schauvliege, dat de focus van haar beleid niet ligt op de uitbreiding van het aantal volkstuinen, maar op de kwaliteit ervan. In dat kader werd ook de campagne www.gezonduiteigengrond.be gelanceerd (VILT, 2015b). De website, uitgegeven door het Departement Leefmilieu, Natuur en Energie, moet mensen helpen om op een gezonde manier groenten te kweken en kippen te houden in hun eigen tuin.

2.1.2. Voordelen van volkstuinen

2.1.2.1 Socio-cultureel

Volkstuinen kunnen bijdragen tot de ontwikkeling van een gemeenschapsgevoel. Ze kunnen een ontmoetingsplaats tussen verschillende generaties en culturen zijn, waar uitwisseling van informatie over teelttechnieken en zaden plaatsvindt (VILT, 2015b). Allochtonen kunnen in volkstuinen hun cultuureigen groenten verbouwen en komen daar in contact met autochtonen. Het uitwisselen van ervaringen, inzake het telen van voedsel, kan de integratie bevorderen en discriminatie tegengaan (Danckaert et al., 2010)

Tevens biedt moestuinieren een middel tot educatie over voeding, gezondheid en natuur. Je kunt er leren wat je eet en hoe het geteeld of gekweekt wordt. Op deze manier kunnen kinderen bewust gemaakt worden van het belang van gezonde, duurzame en streekkeigen voeding (Danckaert et al., 2010; VILT, 2015a).

2.1.2.2 Gezondheid

Gezonde voeding is van groot belang voor de gezondheid van mensen. Onderzoek toont aan dat het kweken van eigen gewassen de groente- en fruitconsumptie verhoogt (Brown & Jameton, 2000; McCormack et al., 2010). Mensen die een volkstuin hebben zijn tot 3,5 keer meer geneigd tot de consumptie van minstens vijf porties groenten en fruit per dag (Alaimo et al., 2008). Omdat volkstuinen financieel laagdrempelig zijn, met een gemiddelde jaarlijkse huurprijs van 0,14 €/m² (Allaert et al., 2007), bieden zij de mogelijkheid om op een betaalbare manier aan vers, kwalitatief goed voedsel te komen. Vooral voor de armere bevolking kan dit van grote waarde zijn (de Muynck, 2011). Hiernaast kan stadslandbouw een positieve invloed hebben op de fysieke en mentale gezondheid van tuiniers, door de fysieke inspanning en mentale ontspanning dat tuinieren biedt (Quayle, 2008; Danckaert et al., 2010).

2.1.2.3 Ecologie en milieu

Volkstuinen dragen bij tot de leefbaarheid van steden door bepaalde ruimten in en rond de stad open en groen te houden (Allaert et al., 2007). Deze open ruimten kunnen, in een sterk verstedelijkt gebied, van belang zijn als habitat voor dieren. Daarnaast kan het telen van voedsel in steden ook bijdragen tot de biodiversiteit door te fungeren als corridor tussen natuur- of groengebieden (Danckaert et al., 2010).

Groene, open ruimten zorgen voor een specifiek verkoelend effect, ook wel microklimaat genoemd, en het verbeteren van de luchtkwaliteit (de Muynck, 2011). Door de grote hoeveelheden verharde oppervlakte kampen steden vaak met wateroverlast bij hevige of langdurige regen. Ook hier kan stadslandbouw van belang zijn door infiltratie van regenwater in het permeabele landoppervlak (Danckaert et al., 2010).

Het voorzien in eigen groenten draagt bij tot een reductie van energieverbruik en afvalproductie. Enerzijds door het verkorten van de voedselketen, waardoor voedsel minder getransporteerd en opgeslagen moet worden. Minder transport en opslag betekent een verlaging in de CO₂-uitstoot en een daling van voedselverpakking. Anderzijds kan organisch afval en overschotten van voedsel in volkstuinen gecomposteerd worden. Dit betekent niet enkel een daling in energieproductie voor afvalverwerking, maar biedt ook de mogelijkheid

om kringlopen in de stad sluitend te maken en reststromen te hergebruiken (Danckaert et al., 2010).

2.1.3 Nadelen van volkstuinen

Stadslandbouw kent ook enkele zwaktes zoals grondschaarste, vergunningenproblematiek en het aspect van voedselveiligheid. Het eten van voedsel geteeld nabij stedelijke gebieden waar lucht, water en bodem vervuild kunnen zijn, kan gezondheidsrisico's inhouden (van Veenhuizen, 2006; Danckaert et al., 2010). De voornaamste pollutanten van gewassen geteeld in stedelijke gebieden zijn zware metalen, pesticidenresidu's en biologische contaminanten. Het probleem van pollutie vindt voornamelijk plaats in gebieden nabij actieve of oude industriële sites en stedelijke stortplaatsen, wanneer er wordt geïrrigeerd met water dat zware metalen, meststoffen of organische stoffen bevat of wanneer verontreinigde grond wordt gebruikt voor het telen (van Veenhuizen, 2006).

Naar aanleiding van de campagne 'gezond uit eigen grond', gelanceerd op 26 maart 2015, heeft de Vlaamse regering enkele richtlijnen uitgeschreven om de risico's op vervuiling te beperken. Deze richtlijnen bevatten zowel informatie over de geschikte locatie en inrichting van de tuin, als informatie voor het behandelen van de groenten na de oogst. Voor de inrichting en locatie van de moestuin wordt er aangeraden om minstens 50 cm afstand te laten tussen aangrenzende huizen. Regenwater dat over buitenmuren of geverfde ramen afstroomt kan namelijk de grond verontreinigen. Verder wordt er ook aangeraden om 30 m afstand te laten tussen nabijgelegen (spoor)wegen. Hierbij raadt men ook aan om hoge en brede struikengordels aan te leggen naast (spoor)wegen, opdat deze veel fijn stof zouden kunnen opvangen. Hier dient wel opgemerkt te worden dat de bron waarop deze richtlijnen gebaseerd zijn eerder onduidelijk zijn. Naast struikengordels zou ook bebouwing bescherming bieden tegen fijn stof. Na het oogsten van de groenten wordt er aangeraden om deze grondig te wassen met kraantjeswater. Men raadt ook aan om bij kool- en bladgewassen de buitenste bladeren te verwijderen en knol- en bolgewassen altijd te schillen of te pellen. Deze maatregelen worden aangeraden omdat de vervuilende stoffen voornamelijk aanwezig zouden zijn in of op de buitenste bladeren of de schil van de groenten of fruit.

2.2 Verontreiniging van volkstuinen met zware metalen

2.2.1 Opname van zware metalen door planten

Planten accumuleren zware metalen via drie *pathways*: (1) opname vanuit de bodem, (2) atmosferische depositie, (3) irrigatiewater (Singh & Agrawal, 2005; Chen et al., 2008; Pandey & Pandey, 2009). Opname van zware metalen via de bodem vindt plaats in opgeloste vorm als ionen en wordt beïnvloed door de bodembestanddelen en -conditie. De pH van de bodem beïnvloedt de oplosbaarheid en mobiliteit van de meeste metalen. Een verhoging van de pH leidt gewoonlijk tot een verminderde oplosbaarheid en biobeschikbaarheid van kationen, zoals cadmium (Cd), zink (Zn), lood (Pb), koper (Cu) en nikkel (Ni). Anionen, zoals arseen (As), chroom (Cr) en molybdeen (Mo), hebben echter een verhoogde oplosbaarheid bij een hogere pH. Verder speelt ook het organischestofgehalte in de bodem een belangrijke rol bij de binding van kationen. Een verhoogd organischestofgehalte zorgt namelijk voor een

sterkere kationenuitwisselingscapaciteit van de bodem, wat leidt tot een verminderde opname van zware metalen door planten (Gommers et al. (sd)). Verschillende onderzoeken tonen aan dat hogere organischestofgehaltes over het algemeen leiden tot een verminderde opname van Pb, Cu, Zn en Cd door planten (Walker et al., 2003; Castaldi et al., 2005; Angelova et al., 2010). Dit verklaart waarom correlaties tussen de concentraties van zware metalen in de bodem en die in gewassen geteeld in deze bodems vaak slecht of inconsistent zijn (Peris et al., 2007). Niet-toxische concentraties aan metalen zijn gevonden in groenten gekweekt in vervuilde bodems (Sipter et al., 2008), terwijl toxische niveaus van metalen werden gevonden in groenten gekweekt in niet-verontreinigde bodems (Murray et al., 2009).

Zulke uiteenlopende resultaten worden vaak verklaard door de invloed van atmosferische depositie, welke wordt geïdentificeerd als de voornaamste bron van zwaremetalencontaminatie van gewassen geteeld in stedelijke en industriële gebieden (Voutsas et al., 1996; Azimi et al., 2004; Pandey et al., 2009). Atmosferische depositie is de afzetting van deeltjes of gasen rechtstreeks op een oppervlak (droge depositie), via neerslag (natte depositie) of via mist (occulte depositie). Metalen die via atmosferische depositie op het aardoppervlak terecht komen, kunnen direct worden geabsorbeerd door het plantoppervlak of indirect via de bodem worden opgenomen door wortelabsorptie (Harrison & Chirgawi, 1989). Fijn stof is één van de belangrijkste bronnen van metaalvervuiling in de atmosfeer (MMK, 2013). Fijn stof (particulate matter, PM) kan gedefinieerd worden als een mengsel van vloeibare of vaste stofdeeltjes met sterk uiteenlopende samenstellingen en afmetingen. De stofdeeltjes worden ingedeeld in fracties naargelang hun grootte (PM₁₀: deeltjes met een aerodynamische diameter kleiner dan 10 µm, PM_{2.5}: kleiner dan 2,5 µm en PM_{0.1}: kleiner dan 0,1 µm) (VMM, 2013b). De chemische samenstelling van fijn stof is zeer divers: het bevat naast metalen ook mineralen, vezels, zouten, organometaalverbindingen en koolwaterstoffen.

Naast opname via de bodem en atmosferische depositie, speelt irrigatiewater een rol bij de accumulatie van zware metalen. Het gebruik van afvalwater voor irrigatie is uitgegroeid tot een gangbare praktijk in verschillende landen (Gupta et al., 2008; Singh et al., 2010). Afvalwater kan echter toxische metalen bevatten welke bij irrigatie leidt tot accumulatie van aanzienlijke hoeveelheden in gewassen (Arora et al., 2008).

Het vermogen van een plant tot opname en accumulatie van zware metalen en hun tolerantie t.o.v. zware metalen verschilt tussen plantendelen, tussen gewassoorten (Angelova et al., 2004; Alexander et al., 2006; Peris et al., 2007, Pandey & Pandey 2009) en tussen cultivars en variëteiten van dezelfde gewassoorten (Alexander et al., 2006). Het gehalte aan zware metalen in een studie van Pandey & Pandey (2009) bleek maximaal bij bladgroenten (zoals spinazie en sla), gevolgd door vruchtgroenten (zoals tomaten en aubergine) en minimaal bij wortelgroenten (zoals wortel en radijs). Een studie uitgevoerd door Pandey et al. (2012) toonde aan dat voor wortelgewassen, het gebruik van afvalwater als irrigatie de grootste bijdrage levert aan zware metalen. Bij bladgewassen blijkt echter atmosferische depositie de grootste bron van de contaminatie met zware metalen.

2.2.2 Bronnen van zware metalen in stedelijk gebied

Vergeleken met gewassen uit landelijke gebieden, zijn gewassen gekweekt in (peri-)urbane gebieden over het algemeen blootgesteld aan meer verontreinigde stoffen, waaronder

sporenelementen en organische pollutanten (Shinn et al., 2000; Alloway, 2004; Clark et al., 2006). Bodemonderzoek in diverse steden toonde een grote variatie aan concentraties van zware metalen, die in de meeste gevallen hoger waren dan de onderzochte gronden gelegen buiten de steden (Purves & Mackenzie, 1970; Moir & Thornton, 1989; Wuzhong et al., 2004).

De hoeveelheid zware metalen in stedelijke bodems en planten kan beïnvloed worden door een breed scala van menselijke activiteiten, bijvoorbeeld de verwerking van huishoudelijk en industrieel afval, verwarming, industriële emissies, zwaar verkeer en voormalig landgebruik (Thornton, 1991; Kelly et al., 1996; Norra et al., 2001; Wong et al., 2006). Andere mogelijke bronnen van contaminatie zijn: atmosferische depositie, verfspartikels, kampvuuren, aanvoer van gecontamineerd grondmateriaal, runoff van metaaloppervlakken en het begraven van metaalhoudend afval (Alloway, 2004). Ook is er in volks- of moestuinen bijkomende vervuiling mogelijk door de manier van telen. Pesticiden, compost, (an)organische mest, andere bodemverbeteraars en verontreinigd irrigatiewater kunnen tot verdere metaalaccumulatie leiden (Csatho, 1994).

Gebieden die grenzen aan kruispunten van belangrijke wegen, spoorwegen en kanalen worden aangeduid als hotspots van metalen in de stedelijke omgeving (Hough et al., 2004). Ook in ander onderzoek blijken metaalconcentraties in planten geteeld in stedelijke gebieden gerelateerd aan verkeersintensiteit (Manta et al., 2002; Bignal et al., 2007; Wei & Yang, 2010; Säumel et al. 2012; Hassan & Basahi, 2013). Afhankelijk van de plaatselijke omstandigheden, zoals helling, wind en bebouwing, kan de verontreiniging afkomstig van verkeer zich verplaatsen over enkele meters tot kilometers alvorens het wordt afgezet (Forman & Alexander, 1998). Een studie van Säumel et al. (2012) in het centrum van Berlijn toonde echter aan dat fysieke barrières tussen de moestuinen en de wegen de hoeveelheid metalen sterk verminderen. Dit betekent dat de verkeersgerelateerde verontreiniging van gewassen gekweekt in steden aanzienlijk kan verminderd worden op plaatsen waar gebouwen of hoge vegetatie lokaal de depositie verminderen.

Verschillende studies tonen aan dat groenten geteeld in een stedelijke omgeving verhoogde concentraties aan Pb, As, Cd, Ni, Cu en Zn bevatten (Voutsas et al., 1996; Pandey & Pandey, 2009; Pandey et al., 2009; Wei & Yang, 2010; Pandey et al., 2012; Säumel et al., 2012; Szolnoki et al., 2013).

De twee voornaamste bronnen van Pb in de stedelijke woonomgeving zijn de verbranding van loodbenzine en de aantasting van loodverf. Hoewel het gebruik van loodverf sterk daalde vanaf 1960, duurde het tot 1996 vooraleer loodbenzine werd verbannen (Clark & Knudsen, 2014). Ook mijnbouw, smelterijen en afvalverwerking zijn bronnen van antropogene Pb-vervuiling. Lood vormt een belangrijk volksgezondheidsprobleem omwille van de accumulatie in de bovenste grondlaag. Dit komt door een lage oplosbaarheid, mobiliteit en de relatieve afwezigheid van microbiële afbraak van dit element in de bodem (Feleafel & Mirdad, 2012). Arseen is enerzijds afkomstig van geogene oorsprong en anderzijds van menselijke activiteiten, zoals metaalbewerking, het gebruik van pesticiden en houtbeschermingsmiddelen en afvalverwerking (Wang & Mulligan, 2006). De meerderheid van Cd in de atmosfeer is het gevolg van metaalindustrie, verbranding van fossiele brandstoffen en afvalverwerking (UNEP, 2008). Verhoogde Ni-concentraties kunnen

toegeschreven worden aan de verbranding van Ni-houdende benzine in autoverkeer en aan de abrasie en corrosie van nikkelbevattende auto-onderdelen. Bronnen van Cu zijn de productie van gereedschap, metaalindustrie, verkeer en as. Verhoogde Zn concentraties zijn afkomstig van de aanwezigheid van zinkhoudende producten in autobanden (Hassan & Basahi, 2013).

2.2.3 Impact op de gezondheid

Zware metalen zijn van bijzonder belang omwille van hun lange verblijftijd in de bodem en hun toxiciteit voor de mens (Kabata-Pendias & Pendias, 2001). Verontreiniging van stedelijke gewassen kan hoger zijn dan de vooropgestelde normwaarden. De consumptie van deze stedelijke gewassen zorgt bijgevolg voor een aanzienlijke blootstelling aan zware metalen, welke kan resulteren in gezondheidsrisico's (Qadir et al., 2000; Finster et al., 2004; Hough et al., 2004; Kachenko & Singh, 2006; Pruvot et al., 2006; Sharma et al., 2007; Khan et al., 2008). Het inhaleren van atmosferische partikels en de consumptie van gecontamineerde gewassen en drinkwater worden beschouwd als de meest voorkomende innameroutes van zware metalen (Mapanda et al., 2007).

Pb is een krachtig neurotoxine, voornamelijk voor kinderen en de ontwikkeling van foetussen. Chronische blootstelling aan bodems met verhoogde Pb-concentratie leidt tot een verhoogd loodgehalte in het bloed, welke op zijn beurt leidt tot een verminderde cognitieve ontwikkeling, aandachtgerelateerde problemen en verminderde academische prestaties (Clark & Knudsen, 2014). Loodvergiftiging is één van de meest voorkomende kinderziekten geassocieerd met een milieugerelateerd pollutant. Dit is te wijten aan de accumulatie van Pb in de bovenste grondlaag en het verhoogde contact van kinderen met bodems ten opzichte van volwassenen (Alloway, 2004). Cd oefent toxische effecten uit op de nieren, het skelet en de luchtwegen en is geclassificeerd als carcinogeen (ICPS, 1992; Godt et al., 2006; ICPS, 2005-2007). Hoge concentraties van Zn en Cu kunnen op lange termijn leiden tot bloedarmoede en schade aan de pancreas, lever en nieren. Het meest voorkomende schadelijke gezondheidseffect van Ni bij de mens is een allergische reactie. Ongeveer 10 tot 20% van de bevolking is hieraan gevoelig. Respiratieve opname van Ni verhoogt ook de kans op longkanker. As is een carcinogeen; het verhoogt het risico op huid-, blaas-, lever- en longkanker (ATSDR, 2014).

De zware metalen met het hoogste gezondheidsrisico in stadstuinbouw zijn Cd en Pb, dit omwille van hun toxiciteit en accumulatievermogen in levende organismen (Alloway, 2004). Het zijn ook de enige zware metalen, samen met kwik (Hg), waarvoor er door de Europese Unie een maximum toelaatbaar gehalte in levensmiddelen werd opgelegd. Voor Pb bedraagt dit maximumgehalte 0,10 mg/kg vers gewicht voor gewassen groenten. Voor Cd is het maximumgehalte van gewassen bladgroenten en verse kruiden gelijk aan 0,20 mg/kg vers gewicht (Europese Commissie, 2006).

2.3 Verontreiniging afkomstig van treinverkeer

Door de steeds grotere behoefte aan mobiliteit in de moderne samenleving, is het verkeer uitgegroeid tot één van de belangrijkste antropogene bronnen aan fijn stof. Hoewel de afgelopen jaren tal van studies hebben aangetoond dat het autoverkeer een aanzienlijke bijdrage levert aan de uitstoot van fijn stof, is er tot voor kort maar weinig onderzoek

uitgevoerd naar het effect van spoorwegen. Men heeft vaak gedacht dat het vervoer per spoor veel minder schadelijk is voor het milieu dan wegverkeer. Echter, regelmatig spoorwegverkeer wordt geassocieerd met de diffuse vrijlating van anorganische en organische stoffen in het milieu (SBB, 1993; Osborne & Montague, 2005). De voornaamste stoffen zijn metalen, koolwaterstoffen en herbiciden (Burkhardt et al., 2007).

2.3.1 Zware metalen in bodem en planten langsheen spoorlijnen

Verschillende studies tonen aan dat er verhoogde metaalconcentraties in bodem en planten aanwezig zijn in de onmiddellijke omgeving van de spoorweg. Deze metalen zijn afkomstig van wrijving tussen wielen, remmen, sporen, pantograaf en bovenleidingen (Lorenzo et al., 2006; Bukowiecki et al., 2007; Burkhardt et al., 2007; Liu et al., 2009; Zhang et al., 2012b; Staszewski et al., 2015). Verhoogde concentraties aan mangaan (Mn) en ijzer (Fe) worden gelinkt aan wrijving tussen wielen en sporen, terwijl verhoogde Cu-concentraties worden gelinkt aan wrijving tussen pantograaf en bovenleidingen (Lorenzo et al., 2006; Bukowiecki et al., 2007; Liu et al., 2009). Enkel elektrische treinen beschikken over een pantograaf die contact maakt met de bovenleidingen. Dieseltreinen worden aangedreven door een dieselmotor, waarbij de verbranding van brandstof ook bijdraagt tot verhoogde metaalconcentraties (Ma et al., 2009; Zhang et al., 2012b; Chen et al., 2014b). Volgens Zhang et al. (2012b) dragen dieseltreinen hierdoor in belangrijke mate bij tot verhoogde concentraties aan Cd, maar deze verhoogde concentraties werden ook aangetoond bij elektrische treinen (Liu et al., 2009). Andere zware metalen die beïnvloed worden door het spoorverkeer zijn Pb, Zn en Cr (Gehrig et al., 2007; Ma et al., 2009; Liu et al., 2009; Zhang et al., 2012a, 2012b; Chen et al., 2014a, 2014b).

Burkhardt et al. (2007) onderzochten het volledige spoorwegnet van de 'Swiss Federal Railways' (7200 km sporen). Hierbij stelden zij vast dat het contact tussen wielen en sporen jaarlijks ongeveer 124 ton aan slijtagemateriaal genereert aan de wielen en 460 ton aan de sporen. De wielen en sporen bestaan voornamelijk uit Fe en bevatten ook Mn en Cr. Hiernaast wordt er door abrasie van de wielen Cu, Ni, Mo en vanadium (V) vrijgegeven. De studie van Staszewski et al. (2015) toonde aan dat gehaltes van As, Mo, Ni, tin (Sn) en titanium (Ti) in bodem en planten hoger waren in de nabijheid van de spoorweg, zelfs hoger dan aan verkeerswegen en in stadsdelen. Ook in deze studie waren de emissies afkomstig van abrasie van wielen en sporen. De concentraties van As, Mn en Ni overschreden toxische niveaus in planten die groeiden in de onmiddellijke nabijheid van de spoorweg.

De depositie van metalen afkomstig van treinverkeer zou voornamelijk plaatsvinden op 2-10 m afstand van de spoorweg en zou vervolgens afnemen met toenemende afstand tot de spoorweg. Vanaf een afstand van 20 à 100 m zou de invloed van de spoorweg wegvallen en zouden achtergrondconcentraties gemeten worden (Burkhardt et al., 2005; Liu et al., 2009; Zhang et al., 2012a; Chen et al., 2014a). Echter, Ma et al. (2009) vonden bij hun onderzoek naar dieseltreinen dat de concentraties van Pb, Zn en Cd in de bodem op twee afstanden piekten. De eerste en hoogste piek vond plaats vlak naast de spoorweg. De tweede piek bevond zich op een afstand van 50-100 m van de spoorweg, waarna de concentraties gradueel afnamen met toenemende afstand tot de spoorweg. De verklaring voor concentratiepatronen ligt in de grootteverdeling van de gegenereerde partikels. De grootste partikels slaan snel neer

en worden dus voornamelijk dicht tegen de spoorweg afgezet. Volgens Bukowiecki et al. (2007) en Gherig et al. (2007) bestaan ook de emissies van Fe en Mn uit grove partikels met een aerodynamische diameter tussen 2,5 en 10 µm. De kleinere partikels blijven langer in de lucht en zullen verder van de spoorweg neerdalen. De concentraties van Ni, Cr en Cu in de bodem waren maximaal op 10-30 m van de spoorweg, waarna ze geleidelijk afnamen. De onderzoekers deelden het gebied rond de spoorweg op in vier zones: (1) een zwaar verontreinigde zone: vanaf de spoorweg tot 10 m ervan, (2) een medium vervuilde zone: tussen 10-50 m, (3) een licht vervuilde zone: tussen 50-100 m, (4) een waarschuwingzone: tussen 100-500 m van de spoorlijn. Volgens Zhang et al. (2012b) is echter de invloed van de spoorweg eerder zwak. Zij vonden dat de concentraties van Pb, Cd en Zn in de bodem werden beïnvloed door het spoorverkeer, maar dat dit enkel plaatsvond over een afstand van 5 m tot het spoor en over een diepte van 10 cm in de bodem.

Topografie blijkt ook een rol te spelen op de afstand waarover het effect van het treinverkeer meetbaar is. Liu et al. (2009) stelden vast dat langs spoorwegen die gelegen zijn in een dal, begrensd door twee (steile) hellingen, reeds achtergrondwaarden bekomen worden op een afstand van 10 m. De helling fungeert als een barrière tegen de verspreiding van metaalemissies en zorgt voor depositie in de onmiddellijke omgeving van de spoorweg. Hiernaast draagt de afvloeiing van regenwater op de hellingen bij tot verhoogde waarden aan de onderkant van het dal. Bij spoorwegen die zich bevinden op vlakke of verhoogde taluds ten opzichte van de omgeving, daalde de metaalconcentraties ook met een toenemende afstand tot het spoor. De dalingstrend was echter veel geleidelijker vergeleken met de steile helling. Voor Zn en Mn was het effect van de spoorweg in die gevallen te meten tot respectievelijk 50 en 100 m.

2.3.2 Treinverkeer in België

De Belgische spoorwegen vierden in 2015 hun 180^{ste} verjaardag. De rijke geschiedenis van de trein in België start op 5 mei 1835, op dat moment wordt de eerste spoorweglijn tussen Brussel en Mechelen ingehuldigd. Dit was de eerste spoorweglijn op het Europese continent. Het aantal spoorwegen neemt hierna sterk toe tot 5.061 km in 1912. De eerste elektrische trein reed in 1935 tussen Antwerpen en Brussel en vanaf 1965 werden de spoorwegen ingezet voor goederenvervoer (NMBS, 2010). Vandaag is België één van de dichtstbespoorde landen in Europa. De spoorinfrastructuur bestaat op 31 december 2014 uit 3.631 km spoorlijnen, 5.832 km bovenleidingen en 4.309 spoortoestellen in hoofdspoor. Hiernaast is het Belgische spoornet ook één van de drukst bereden netten in Europa, jaarlijks worden er door de NMBS (Nationale Maatschappij der Belgische Spoorwegen) meer dan 200 miljoen reizigers vervoerd. Er zijn drie reizigersoperatoren en dertien goederenoperatoren actief, waarvan er dagelijks 4.325 treinen rijden (Infrabel, 2015b).

2.4 Magnetische biomonitoring van luchtverontreiniging

Hoewel de emissies van de voornaamste luchtverontreinigende stoffen in de afgelopen decennia zijn gedaald, is het bekend dat fijn stof nog steeds schadelijk is voor de menselijke gezondheid en dit vooral in dichtbevolkte stedelijke gebieden (Pope et al., 2002; WHO, 2006; EEA, 2013; VMM, 2013a). Vanwege de ernstige gezondheidsgevolgen, wordt het

fijnstofgehalte wereldwijd gemonitord met telemetrische meetnetten. Echter, vanwege de hoge investerings- en onderhoudskosten is de ruimtelijke resolutie van deze netwerken eerder laag. Biomagnetische monitoring biedt een geschikt, kosteneffectief middel om de luchtkwaliteit te onderzoeken op een hoge ruimtelijke resolutie (Moreno et al., 2003; McIntosh et al., 2007; Kardel et al., 2012; Hofman et al., 2013). Biomagnetische monitoring bestaat uit de analyse van magnetische eigenschappen van biologisch materiaal zoals mossen, struiken en boombladeren. Planten accumuleren door atmosferische depositie fijn stof of ander materiaal op hun bladoppervlak. Metaalpartikels, die op bladeren worden afgezet en onder andere in fijn stof aanwezig zijn, hebben specifieke magnetische eigenschappen die kunnen worden opgemeten aan de hand van magnetische technieken (Hunt et al., 1984; Flanders, 1994; Morris et al., 1995; Matzka and Maher, 1999; Petrovsky and Ellwood, 1999; Pandey et al., 2005; Maher et al., 2008; Rai, 2013). Biomagnetische technieken zijn het meest gevoelig voor ferromagnetische deeltjes welke voornamelijk afkomstig zijn van verbrandingsprocessen, metaalslijtage of abrasie (Lehndorff et al., 2006).

Op het gebied van biomonitoring heeft de verzadigde isotherme remanente magnetisatie (*saturation isothermal remanent magnetization*, SIRM) van boombladeren reeds bewezen een goede schatter te zijn van plaatselijke fijnstofgehaltes afkomstig van verkeer (referenties!). De SIRM is overblijvende magnetisatie van een materiaal nadat het is blootgesteld aan een sterk extern magnetisch veld (vaak > 300 mT) (ref). Het gebruik van boombladeren heeft tal van voordelen: het grote bladoppervlak voor de depositie van ferromagnetische deeltjes, de mogelijkheid tot het nemen van een groot aantal monsters, bemonstering op verschillende locaties en het vereist geen bescherming tegen vandalisme (Sant'Ovaia et al., 2012). Binnen het gebied van biomonitoring biedt SIRM een snelle, rendabele en niet-destructieve methode om de ruimtelijke en temporele patronen van concentraties van verkeersgebonden fijn stof te bepalen (Matzka and Maher, 1999; Kardel et al., 2011; Zhang et al., 2012c).

2.4.1 Verband tussen SIRM-waarden en metaalgehaltes in bodem en plant

Maher et al. (2008) vonden sterke correlaties tussen de gemeten SIRM-waarden en de metaalgehaltes van Fe en Pb in bladeren van berk (*Betula pendula*). Zwakkere correlaties werden gevonden voor Zn, Mn en barium (Ba). SIRM-waarden van mos bleken in een onderzoek van Vukovic et al. (2015) een goede correlatie te vertonen met Cr-, Cu- en Fe-gehaltes.

Bij SIRM-metingen op bodemstalen werden goede correlaties gevonden met Cr, Cu, Pb en Zn (Lu et al., 2007). Lu & Bai (2006) vonden echter hoge correlatiecoëfficiënten voor Zn, matige voor Pb en lage voor Cd en Cu. Wang et al. (2012) onderzochten straatstof en vonden hierbij significante correlaties tussen de SIRM en de metaalgehaltes van Fe en Ba. Door Zhang et al. (2011) worden goede correlaties beschreven met Fe, Pb, Zn en Cu in riviersedimenten.

2.4.2 SIRM-waarden gemeten in de nabijheid van spoorverkeer

In een studie van Kardel et al. (2012) in de stad Gent werd de meerderheid van de hoogste SIRM-waarden geobserveerd in straten waar tram- en treinverkeer was. Eén van de hoogste SIRM-waarden werd gemeten op een kruispunt met een relatief hoge verkeersintensiteit (1739 voertuigen h⁻¹), waar ook trams passeerden (2103 tram passages per week). Op deze

specifieke locatie maakte de trams een bocht, wat veel wrijving tussen die wielen en sporen van de trams veroorzaakte. Zoals eerder vermeld in '2.3.1 Zware metalen in bodem en planten langsheen spoorlijnen' draagt deze wrijving in belangrijke mate bij tot de vrijgave van metaalpartikels. De zelfde tendens van hoge SIRM-waarden nabij spoorwegen werd ook teruggevonden in studies door Monero et al. (2003) en Urbat et al. (2004). Recent onderzoek van Vukovic et al. (2015) toonde aan dat de gemiddelde SIRM-waarden van mos ongeveer 60% hoger waren voor straten met openbaar vervoer vergeleken met residentiële zones, stadsparken of bossen. Bovendien werd aangetoond dat 60-70% van de hogere SIRM-waarden werden gemeten in straten met tramverkeer, vergeleken met straten waar enkel bussen en auto's rijden.

Om meer inzicht te krijgen in het effect van de nabijheid van spoorwegen op de metaalaccumulatie op planten in volkstuinen, werd er in 2013 een verkennende studie uitgevoerd door Desplenter et al. (2013). Hierbij werd aan de hand van passieve biomonitoring met prei en actieve biomonitoring met klimop SIRM-analyses uitgevoerd. De analyse van klimop toonde aan dat er een significante toename van de SIRM-waarden plaatsvond nabij treinsporen, welke afnam met toenemende afstand tot de spoorweg. De SIRM-waarden van prei toonden eenzelfde dalende tendens met toenemende afstand tot de spoorweg, maar deze tendens bleek niet significant.

3 Doelstelling

Het hoofddoel van deze studie was het bepalen van de invloed van spoorverkeer op de metaalconcentraties en het magnetisch signaal van gewassen gekweekt in de onmiddellijke omgeving van spoorwegen.

De nevendoelstellingen van het onderzoek zijn het bepalen van (1) het belang van de plantopname van metalen via de bodem en via atmosferische depositie, (2) het effect van de behandeling (wassen) van het gewas, (3) de afstand tot waar het spoorverkeer de metaalconcentraties en het magnetisch signaal in gewas en bodem beïnvloeden en (4) de relaties tussen de metaalconcentraties en het magnetisch signaal in gewas en bodem.

Dit leidt voor dit onderzoek tot de volgende onderzoeksvragen:

- Zijn de metaalconcentraties en het magnetisch signaal van gewassen verhoogd wanneer ze gekweekt zijn in de onmiddellijke nabijheid van de spoorweg? Zo ja, is dit te wijten aan opname via de bodem of vanuit de atmosfeer en heeft het wassen van het gewas een invloed op de metaalgehaltenes en het magnetisch signaal?
- Is het mogelijk om een daling van de metaalconcentraties waar te nemen met toenemende afstand tot de spoorweg?
- Vormen groenten gekweekt in de volkstuintjes in de onmiddellijke omgeving van de spoorweg een gevaar door de gezondheid van de consumenten?
- Kan het magnetisch signaal gebruikt worden als proxy voor de verontreiniging van gewassen met zware metalen?

Om een antwoord op deze vragen te formuleren werd aan de hand van actieve biomonitoring met sla (*Lactuca sativa*) en passieve biomonitoring met maïs (*Zea mays subsp. mays*) de depositie van metaalpartikels afkomstig van de spoorweg onderzocht.

4 Materiaal en methoden

4.1 Actieve biomonitoring met sla

Bij het uitvoeren van de actieve biomonitoring met sla werden de planten blootgesteld aan atmosferische depositie van de spoorlijnen.

4.1.1 Locaties

De actieve biomonitoring met sla werd uitgevoerd in de volkstuinten van zes vrijwilligers gelegen in de provincie Antwerpen in het noorden van België. In Tabel 1 worden de locaties van de volkstuinten weergegeven met bijhorende coördinaten en landgebruiksklassen. Verder wordt in Tabel 1 ook de verkeerssituatie per locatie verduidelijkt. Alle onderzochte volkstuinten grensden aan een spoorweg en hadden in de onmiddellijke omgeving geen drukke verkeerswegen. Er zijn enkele locaties die niet toegankelijk zijn voor verkeer, andere zijn enkel toegankelijk voor fietsers of plaatselijk verkeer en tot slot is er één locatie waarlangs een gemeenteweg loopt (Tabel 1).

Tabel 1: Weergave van de verschillende locaties met bijhorende coördinaten, landgebruiksklassen (Agif 2014) en de verkeerssituatie.

Locatie	Latitude N	Longitude S	Landgebruiks- klasse	Verkeerssituatie
Drabstraat, Mortsel	51° 10' 40,05"	4° 28' 05,62"	Woongebied	Ontoegankelijk
Kardelaan, Ekeren	51° 16' 45,78"	4° 25' 57,74"	Woongebied	Geen gemotoriseerd verkeer
Kasteelstraat, Hove	51° 09' 01,71"	4° 27' 59,91"	Woongebied	Plaatselijke verkeer
Luitersheide, Lint	51° 07' 51,86"	4° 30' 27,57"	Landschappelijk waardevolle agrarische gebieden	Plaatselijk verkeer
Meidreef, Lint	51° 07' 11,66"	4° 29' 09,24"	Woongebied	Ontoegankelijk
Saffierstraat, Berchem	51° 11' 34,22"	4° 26' 33,35"	Woongebied	Gemeenteweg

Tabel 2 geeft het wekelijkse aantal treinen weer per locatie. Deze cijfers zijn de som van de dagelijkse frequenties van het treinverkeer in één week. Hierbij werden reizigerstreinen, goederentreinen en losse ritten beschouwd. Deze gegevens werden opgevraagd bij Infrabel en staan weergegeven in 'Bijlage 1: Frequentie van het treinverkeer nabij de onderzochte volkstuinten'. De ligging van de volkstuinten ten opzichte van de spoorweg wordt weergegeven (Tabel 2) zodat er gekeken kan worden of de sla zich tijdens de blootstelling al dan niet windafwaarts bevond van de spoorweg. De overheersende windrichting in de eerste periode was voor juli NNW en voor augustus ZW. In de tweede periode was deze NNO voor september en ZZW voor oktober (Koninklijk Meteorologisch Instituut, 2015). Tot slot wordt

ook de afstand tot de spoorweg en de ligging van de spoorweg (hoger dan/gelijk/lager dan) ten opzichte van de proefopstelling weergegeven in Tabel 2. Figuur 1 en Figuur 2 geven de ligging van de spoorweg ten opzichte van de proefopstelling weer, met respectievelijk ‘gelijk’ en ‘hoger dan’.

Tabel 2: Weergave van de frequentie van het wekelijkse treinverkeer (Infrabel 2015a), de ligging (uitgedrukt in de windrichting) t.o.v. de spoorweg, de afstand tot de spoorweg en de ligging van de spoorweg (hoger/ gelijk/ lager) t.o.v. de proefopstelling.

Locatie	Wekelijkse frequentie treinverkeer	Ligging t.o.v. de spoorweg	Afstand tot de spoorweg (m)	Ligging van de spoorweg
Drabstraat	2751	W	40	Hoger
Kardelaan	967	W	9	Gelijk
Kasteelstraat	3086	W	5	Gelijk
Luitersheide	183	N	45	Gelijk
Meidreef	3301	O	10	Gelijk
Saffierstraat	2770	NO	4	Hoger



Figuur 1: Ligging van de spoorweg: gelijk.



Figuur 2: Ligging van de spoorweg: hoger dan.

4.1.2 Proefopstelling

In de volkstuinen werd snijsla “Witte Dunsel” gekweekt. Deze sla werd gekweekt onder vier condities (Figuur 3): (1) sla gekweekt in volle grond en in open lucht, (2) sla gekweekt in een bak en in open lucht, (3) sla gekweekt in volle grond en in een serre en, (4) sla gekweekt in een bak en in een serre.



Figuur 3: Proefopstelling sla, gekweekt onder vier condities: (1) sla gekweekt in volle grond en in open lucht, (2) sla gekweekt in een bak en in open lucht, (3) sla gekweekt in volle grond en in een serre en, (4) sla gekweekt in een bak en in een serre.

De sla werd gezaaid in twee rijen op 15 cm afstand van elkaar, dit zowel voor de sla gekweekt in volle grond als in een bak. De bakken werden voorzien van gaten voor drainage. Om contaminatie vanuit de bodem via de wortels te vermijden, werd een worteldoek geplaatst in de bakken. Vervolgens werden de bakken gevuld met potgrond voor jonge zaailingen (met NPK 6-5-7, welke het gehalte aan stikstof (N), fosfor (P) en kalium (K) weergeven). Omdat de sla gezaaid werd in de zomer (juli–augustus 2014) zijn er in de serres ventilatiegaten aangebracht voor de nodige verluchting. Deze ventilatiegaten zijn geplaatst in alle wanden van de serre, behalve de wand grenzend aan de spoorweg. Het schuine dak van de serre werd gericht op het noorden, om de warmte te beperken. Ook irrigatie was noodzakelijk tijdens deze periode, hiervoor werd enkel drinkwater gebruikt om eventuele contaminatie uit te sluiten. De sla werd enkel beschermd tegen onkruid door te wieden. De tuiniers kregen preventief biologische slakkenkorrels, maar deze bleken niet nodig.

Er vonden in totaal twee oogsten plaats, hierbij werd de sla ter hoogte van de grond afgeknippt en verzameld in papieren zakken. De eerste sla werd ingezaaid in de week van 15–21 juli 2014 en werd geoogst op 24 en 25 augustus 2014. Tussen 28 en 31 augustus 2014 werd opnieuw ingezaaid om vervolgens op 14 en 15 oktober 2014 te oogsten. Dit maakt dat de sla gekweekt in de eerste en de tweede periode respectievelijk gemiddeld 37 en 45 dagen zijn blootgesteld aan de experimentele omstandigheden.

Omwille van de hoge temperaturen zijn een aantal oogsten mislukt (Tabel 3). De ideale kiemtemperatuur voor slazaad bedraagt 19–20 °C, dit terwijl de gemiddelde maximumtemperatuur van de maanden juli, augustus, september en oktober 2014 respectievelijk 23,4 °C, 20,1 °C, 20,7 °C en 17,0 °C bedroegen (Koninklijk Meteorologisch Instituut, 2015).

Tabel 3: De mislukte oogsten.

Locatie	Serre/Openlucht	Bak/Volle grond	Periode 1/Periode 2
Drabstraat	Serre	Volle grond	Periode 1
	Openlucht	Volle grond	
	Openlucht	Bak	Periode 2
Kardelaan	Openlucht	Bak	Periode 2
Kasteelstraat	Openlucht	Bak	Periode 2
		Volle grond	
Luitersheide	Serre	Bak	Periode 1
	Openlucht	Volle grond	
		Bak	
	Serre	Volle grond	Periode 2
		Bak	
		Volle grond	
	Openlucht	Bak	
		Volle grond	
Meidreef	Serre	Bak	Periode 1
	Openlucht	Volle grond	
		Bak	Periode 2
Saffierstraat	Openlucht	Volle grond	
		Bak	Periode 2
	Serre	Volle grond	
		Bak	
		Volle grond	

Om een duidelijk beeld van de situatie te verkrijgen zijn er ook bodemstalen genomen van de verschillende locaties. Eventueel gecontamineerde bodems kunnen namelijk een invloed uitoefenen op het gehalte aan metalen in de sla (Pandey et al., 2012). Per locatie werden er drie bodemstalen genomen: (1) op de locatie waar de sla werd gekweekt, (2) op eenzelfde afstand tot het spoor als waar de sla werd gekweekt, maar op een plaats waar de bodem niet werd bewerkt en, (3) op het verste punt in de volkstuin ten opzichte van het spoor, waar de bodem niet bewerkt werd. De bodemstalen werden genomen over een diepte van 10 cm, welke ongeveer overeenkomt met de worteldiepte van de slaplant

4.1.3 Analyses

Na het oogsten werd voor elke locatie vier zakken sla bekomen, overeenkomstig met de vier condities (4.1.2 Proefopstelling). Elk van deze zakken sla werden opgedeeld in twee groepen: (1) gewassen en, (2) niet gewassen. In het eerste geval werd de sla gewassen in een groot volume drinkwater en vervolgens gedroogd met een slacentrifuge. Dit proces werd twee maal

herhaald, waarbij telkens een nieuw volume water werd gebruikt. Hierna werd voor elke slastaal (gewassen en ongewassen) de bladoppervlakte, het magnetisch signaal (4.1.3.1 Bepaling bladoppervlakte en magnetisch signaal) en de aanwezigheid van zware metalen bepaald (4.1.3.2 Chemische analyse slastalen).

4.1.3.1 Bepaling bladoppervlakte en magnetisch signaal

Voor elke locatie werden van alle stalen drie substalen genomen, om drie herhalingen te bekomen. Van deze substalen werd de bladoppervlakte gemeten met behulp van de bladoppervlaktemeter (in cm^2 , Li-3100 area meter, Li-COR, Lincoln, Nebraska, nauwkeurigheid 0.01 cm^2). Vervolgens werd elk staal nauw aan elkaar gedrukt en in vershoudfolie gerold voor het bepalen van de saturatie isotherme remanente magnetisatie (SIRM). Dit is de magnetisatie van het staal behouden na blootstelling aan een groot magnetisch veld (Kardel et al., 2012). Hiervoor werden de slastalen in een gelijkstroom veld van 1 T gemagnetiseerd met behulp van een Molspin puls magnetiseerder (Molspin Ltd, United Kingdom). Nadien werd de SIRM gemeten met behulp van een Molspin Minispin magnetometer (Molspin, Ltd, Newcastle, UK) met hoge gevoeligheid ($\sim 0.1 \times 10^{-8} \text{ A m}^2$) (Hofman et al., 2012; Kardel et al., 2011; Kardel et al., 2012; Matzka and Maher, 1999). Vermits depositie in relatie staat met bladoppervlakte en niet met het gewicht, dient de SIRM best genormaliseerd te worden met de bladoppervlakte in het staal (Kardel et al., 2011).

Om de kans op fouten te verkleinen, werd elk substaal twee keer gemeten waarna vervolgens werd verder gerekend met de gemiddelde waarde van elk staal. Het toestel werd na elke acht metingen gekalibreerd om onjuiste metingen te vermijden (Hofman et al., 2012). De bekomen SIRM-waarden werden erna genormaliseerd voor het volume van het plastieken potje (10 cm^3) en de bladoppervlakte (cm^2), zoals weergegeven in vergelijking 1. Het uiteindelijke resultaat gaf dan SIRM-waarden uitgedrukt in A (Hofman et al., 2012; Kardel et al., 2012).

$$\text{SIRM} = \frac{\text{intensiteit} \times \text{volume potje}}{\text{bladoppervlakte}} = \frac{\text{mA m}^{-1} \times 10 \text{ cm}^3}{\text{cm}^2} = \frac{\text{mA } 10^{-5} \text{ m}^2}{10^{-4} \text{ m}^2} = 10^{-1} \text{ mA} = 10^{-4} \text{ A} \quad \text{vgl. 1}$$

4.1.3.2 Chemische analyse slastalen

De slastalen werden gedroogd bij 60° C , fijngemalen met een mortier en vervolgens gedestruëerd om de metalen aluminium (Al), Cd, kobalt (Co), Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, V en Zn te extraheren. Deze destructie verloopt met HNO_3 in open recipiënten in een microgolfoven. Voor deze methode werd $0,25 \text{ g}$ plantenstaal analytisch afgewogen in een centrifugebuis, waarna 3 mL geconcentreerd salpeterzuur (HNO_3) en 3 mL 30% waterstofperoxide (H_2O_2) werd toegevoegd. Het slastaal bleef hierna een nacht (minstens 8 uur) staan opdat zoveel mogelijk metalen zouden worden geëxtraheerd. Daarna werd de destructie vervolledigd in een microgolfoven volgens een specifiek temperatuursprogramma (Tabel 4). Hierbij mocht de vloeistof niet koken omdat er dan te veel vloeistof zou verdampen tijdens het proces. Na afkoelen werd het mengsel aangelengd met gedemineraliseerd water tot 25 mL en bleef het een nacht staan om overblijvende partikels te laten bezinken. Tijdens de verdere analyses werd voort gewerkt met de bovenste fractie.

Tabel 4: Programma van open microgolf destructie met HNO₃.

5' ramp to 55 °C hold 10'	Power 300
10' ramp to 75 °C hold 10'	Power 600
10' ramp to 100 °C hold 45'	Power 600

De extracten werden geanalyseerd op de concentratie van de metalen Cd, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb en V (in µg/L) door gebruik van inductief gekoppeld plasma massaspectrometrie (ICP-MS). Voor deze analyses werden de stalen tien keer verdund met 10 µg/L interne standaard, welke gallium en rhodium bevatte. De metalen Co, Cr, Cu, Mo Ni en V werden gemeten met toevoeging van methaangas.

De aanwezigheid van de metalen Al, Fe, Mn en Zn werd geanalyseerd aan de hand van inductief gekoppeld plasma optische emissie spectroscopie (ICP-OES). De analyses op ICP-OES gaven resultaten in mg/L. Deze analyse werd uitgevoerd op onverdunde stalen.

Detectielimieten voor ICP-MS en ICP-OES werden opgesteld aan de hand van het meten van de intensiteit van blanco's. Voor metingen op stalen die onder de detectielimiet lagen, werd de helft van de detectielimiet genomen. Dit werd wel enkel toegepast wanneer de andere waarden een veelvoud hoger waren dan de detectielimiet en wanneer het voorkomen van een meting onder de detectielimiet niet meer dan tien procent van het aantal waarnemingen bedroeg.

Tijdens de chemische analyse van de slastalen werd waar mogelijk verder gewerkt met de stalen gebruikt voor de bepaling van het magnetische signaal. Zo werden er voor elk staal drie herhalingen bekomen.

4.1.3.3 Analyse bodemstalen

De bodemstalen werden gedroogd bij een temperatuur van 60 °C en vervolgens gezeefd over een 1 mm zeef. Er werden vier verschillende analyses uitgevoerd: (1) bepaling SIRM, (2) extractie met aqua regia om de totale fractie van de elementen te bepalen, (3) extractie met Ethyleendiaminetetra-azijnzuur (EDTA) om de complexeerbare fractie te bepalen en, (4) extractie met CaCl₂ om de uitwisselbare fractie te bepalen. Zowel de analyse met EDTA als CaCl₂ kunnen een idee geven van de biobeschikbaarheid. Wanneer de plant complexerende stoffen uitscheidt via de wortels zal EDTA een beter beeld geven, terwijl CaCl₂ de samenstelling van de bodemoplossing nabootst en de biobeschikbaarheid kan inschatten voor organismen die hun omgeving niet beïnvloeden.

Bepaling SIRM

De stalen werden geanalyseerd zoals wordt beschreven in '4.1.3.1 Bepaling bladoppervlakte en magnetisch signaal'. De bekomen SIRM-waarden werden genormaliseerd naar droog gewicht (in kg). Hierbij werd onderstaande vergelijking (2) gebruikt.

$$\text{SIRM} = \frac{\text{intensiteit} \times \text{volume potje}}{\text{massa}} = \frac{\text{mA m}^{-1} \times 10 \text{ cm}^3}{\text{g}} = \frac{\text{mA } 10^{-5} \text{ m}^2}{10^{-3} \text{ kg}} = 10^{-5} \frac{\text{Am}^2}{\text{kg}} \quad \text{vgl. 2}$$

Extractie met aqua regia (Van Ranst et al., 1999)

Voor deze methode werd 1g bodemstaal analytisch afgewogen in een erlenmeyer. Hier werd 2-3 mL gedemineraliseerd water, 7,5 mL 30% H_2O_2 en 2,5 mL HNO_3 aan toegevoerd. Vervolgens werd de erlenmeyer bedekt met een horlogeglas en bleef het bodemstaal een nacht (minstens 12 uur) staan. Hierna werd het bodemmengsel voor 2 uur opgekookt, waarna het na afkoeling gefiltreerd werd in een 100 mL maatkolf. De erlenmeyer en de filter werden nagespoeld met 1% HNO_3 . Tot slot werd het filtraat aangelengd met gedemineraliseerd water tot 100 mL.

Extractie met EDTA (Van Ranst et al., 1999)

Deze procedure bestond erin om 10 g bodemstaal en 50 mL extractie oplossing (Bijlage 2: Extractie bodemstalen met EDTA) in een 250 mL erlenmeyer over te brengen en dit 30 minuten te schudden. Hierna werd het mengsel gefiltreerd in een polyethyleen fles.

Extractie met CaCl_2 (Van Ranst et al., 1999)

Er werd 50 mL 0,01 M CaCl_2 (Bijlage 3: Extractie bodemstalen met CaCl_2) toegevoegd aan 10 g bodemstaal in een 250 mL erlenmeyer. Vervolgens werd deze gedurende 2 uur geschud, waarna het mengsel werd gefiltreerd in een polyethyleen fles. Tot slot werd het filtraat aangezuurd met enkele druppels HNO_3 .

Na de extracties werden de verschillende extracten geanalyseerd op de concentratie van de metalen Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb en Zn (in mg/kg droge stof). Deze analyses werden uitgevoerd op de ICP-OES.

4.2 Passieve biomonitoring met maïs

Aan de hand van passieve biomonitoring met maïs werd er nagegaan of de invloed van de spoorweg afneemt met toenemende afstand tot de spoorweg. Dit werd onderzocht door het aanleggen van een transect in maïsvelden met meerdere afstanden tot de spoorweg. Hiernaast werd ook de invloed van de windrichting nagegaan, door op eenzelfde locatie aan beide zijden van de spoorweg een transect uit te zetten.

4.2.1 Locaties

Er werden in maïsvelden op drie locaties grenzend aan een spoorweg een transect uitgezet loodrecht op de spoorweg (Tabel 5). Bij de locaties Gentstraat en Spoorweglaan was er de mogelijkheid om het transect aan weerszijden van de spoorweg uit te zetten.

Tabel 5: De locaties waar transecten werden uitgezet in maïsvelden met bijhorende coördinaten, landgebruiksklassen (Agif 2014) en de verkeerssituatie.

Locatie		Latitude N	Longitude S	Landgebruiksklasse	Verkeerssituatie
Gentstraat, Beveren	1	51° 12' 35,30"	4° 16' 22,87"	Parkgebied	Gemeenteweg
	2	51° 12' 34,79"	4° 16' 30,25"	Agrarisch gebied	Ontoegankelijk
Kijkuitstraat, Kalmthout		51° 22' 46,32"	4° 28' 01,75"	Agrarisch gebied	Ontoegankelijk gemotoriseerd verkeer
Spoorweglaan, Duffel	1	51° 06' 13,32"	4° 29' 23,71"	Woonuitbreidingsgebied	Gemeenteweg
	2	51° 05' 43,52"	4° 29' 30,09"	Woonuitbreidingsgebied	Gemeenteweg

Net zoals bij '4.1.1 Locaties' werd de wekelijkse frequentie van het treinverkeer berekend aan de hand van gegevens afkomstig van Infrabel (Bijlage 4: Frequentie van het treinverkeer nabij de gradiënten aangelegd in maïsvelden). Deze gegevens zijn weergegeven in Tabel 6. In deze tabel wordt ook de ligging van de gradiënt ten opzichte van de spoorweg, de afstand tot de spoorweg, de ligging van de spoorweg (hoger dan/gelijk/lager dan) ten opzichte van de transect en het aantal plots in het transect weergegeven. De afstand tot de spoorweg duidt hier op de afstand tussen de spoorweg en de eerste rij maïsplanten van het transect. Het aantal plots in het transect geeft weer hoe ver het transect doorloopt in het maïsveld. Elke stap bedraagt hierbij 2,4 m.

Tabel 6: De frequentie van het wekelijkse treinverkeer (Infrabel 2015a), de ligging (uitgedrukt in de windrichting) t.o.v. de spoorweg, de afstand tot de spoorweg, de ligging van de spoorweg (hoger/ gelijk/ lager) t.o.v. het transect en het aantal plots waaruit het transect bestaat.

Locatie		Wekelijkse frequentie treinverkeer	Ligging t.o.v. de spoorweg	Afstand tot de spoorweg (m)	Ligging van de spoorweg	Aantal plots
Gentstraat	1	1858	N	10	gelijk	10
	2		Z	7		10
Kijkuitstraat		1379	NW	10	gelijk	9
Spoorweglaan	1	3385	NO	5	gelijk	8
	2		W	10		10

De ligging van het transect ten opzichte van de spoorweg is van belang om de invloed van de windrichting te bepalen. De maïs is aangeplant rond mei en eind september 2014 geoogst. De overheersende windrichting in Vlaanderen was voor de maanden mei, juni, juli, augustus en september 2014 respectievelijk: NNO, NNO, NNW, ZW en NNO (Koninklijk Meteorologisch Instituut, 2015).

4.2.2 Staalname

Voor elke transect werd er op de verschillende afstanden 3-5 maïsbladeren geplukt. Er werd gestart vanaf de eerste rij en vervolgens werd er telkens om de 2,4 m een staal genomen. Hierbij werden enkel de bovenste bladeren geplukt, om de schermfunctie van de voorgaande

planten niet in beschouwing te hoeven nemen. De maïsbladeren werden niet gewassen voor de verdere analyses.

4.2.3 Analyses

Ook voor de maïsstalen werd de bladoppervlakte, het magnetisch signaal en de aanwezigheid van zware metalen bepaald. De werkwijze van de bepaling van de bladoppervlakte en het magnetisch signaal was dezelfde als bij de slastalen (4.1.3.1 Bepaling bladoppervlakte en magnetisch signaal). Bij de chemische analyse van de maïsstalen werd er een extra stap toegevoegd aan het protocol weergegeven in '4.1.3.2 Chemische analyse slastalen'. De maïsstalen werden na de microgolfdestructie aangelengd tot 25 mL en vervolgens werden deze gecentrifugeerd (Centrifuge 5804 R, Eppendorf) voor 10 min aan 11.000 toeren/min. De hierop volgende analyses werden uitgevoerd met het supernatans.

Om een duidelijker beeld te bekomen was het ook de bedoeling om bodemstalen te nemen van de maïsvelden. Echter omwille van het reeds grote aantal stalen en de lange verwerkingstijd bleek dit niet meer mogelijk binnen het tijdsbestek van de masterproef.

4.3 Statistische analyse

In dit onderzoek werd gebruik gemaakt van linear mixed-effects models. Deze methode laat toe geneste data te analyseren met zowel fixed als random effects (Zuur et al., 2009). Voor de analyse van sla werden er twee lineair mixed-effects models opgesteld voor de twee periodes waarin metingen werden uitgevoerd. Voor beide modellen werden de aanwezigheid van een barrière (serre of openlucht), het substraat (bak of volle grond), de behandeling (wassen of niet gewassen) en hun interacties genomen als fixed effects. De random effects bestonden uit sla genest in substraat, op zijn beurt genest in barrière en tot slot genest per locatie. Voor de bodemstalen waren de fixed effect de afstand tot de spoorweg, de grondbehandeling (bewerkt of onbewerkt) en hun interactie. De bodem werd genest in locatie als random effect. Het model van maïs bestond uit de fixed factoren afstand tot de spoorweg, windrichting en hun interactie. Voor de random effects werd de bemonsterde rij van het maïsveld genest in locatie. Normaliteit van de gegevens werd visueel nagegaan (histogram en dotplot) en indien nodig werd een logtransformatie van de gegevens uitgevoerd om normaliteit te bekomen. Voor het berekenen van de correlatiecoëfficiënten werd gebuikt gemaakt van de Pearson correlatietest. De gehele statistische analyse werd uitgevoerd met de software R, versie 3.0.0 (R Core Team (2013)).

5 Resultaten

5.1 Actieve biomonitoring met sla

De slastalen hadden een gemiddelde concentratie van Cd, Co, Cu en Pb tussen 0,1 en 11 mg/kg droge stof (DS) en van Al, Fe, Mn en Zn tussen de 50 en 200 mg/kg DS. De gemiddelde waarden, de standaard deviatie en het bereik van de metaalconcentraties en SIRM-waarden in de sla zijn weergegeven in Tabel 7. De concentraties van Ni, Mo, Cr en V bleken echter, zowel in periode 1 als periode 2, in meer dan 10% van de stalen onder de detectielimiet te liggen (Bijlage 5: Slastalen onder de detectielimiet). Bijgevolg was het niet mogelijk om voor deze metalen verdere analyses uit te voeren. De SIRM-waarden bedroegen gemiddeld $(11 \pm 8) \times 10^{-6}$ A.

Tabel 7: Het gemiddelde $\pm$ de standaarddeviatie en het bereik (tussen haken) van de metaalconcentraties (in mg/kg droge stof) en SIRM-waarden (in 10^{-6} A) in de slastalen geoogst in de twee meetperiodes. Waarden onder de detectielimieten worden aangeduid met < gevolgd door de waarde van de detectielimiet. / = niet berekend door het hoge aantal stalen onder de detectielimiet.

Variabele	Periode 1		Periode 2	
	gem. $\pm$ fout	bereik	gem. $\pm$ fout	bereik
Al	61 $\pm$ 48	(<4-298)	63 $\pm$ 77	(<4-795)
Cd	2 $\pm$ 1	(0,2-11,1)	1,4 $\pm$ 0,7	(0,2-5,9)
Co	0,14 $\pm$ 0,04	(0,05-0,44)	0,14 $\pm$ 0,08	(0,04-1,04)
Cr	/	(<0,1-1,65)	/	(<0,1-10,3)
Cu	7 $\pm$ 3	(2-37)	11 $\pm$ 4	(2-33)
Fe	192 $\pm$ 120	(42-1.058)	176 $\pm$ 153	(40-1.814)
Mn	72 $\pm$ 37	(15-182)	50 $\pm$ 30	(11-143)
Mo	/	(<0,8-1,65)	/	(<0,8-2,4)
Ni	/	(<0,9-1,6)	/	(<0,9-4,5)
Pb	1 $\pm$ 1	(0,04-6,53)	0,6 $\pm$ 0,6	(0,02-5)
V	/	(<0,2-2,4)	/	(<0,2-4,9)
Zn	66 $\pm$ 27	(27-162)	81 $\pm$ 26	(38-149)
SIRM	11 $\pm$ 8	(1-47)	7 $\pm$ 6	(1-58)

De toegelaten maximumgehalten van Cd en Pb in gewassen bladgroenten bedragen respectievelijk 2,78 en 4,17 mg/kg DS. Voor Cd werd het maximumgehalte voor sla gekweekt in volle grond overschreden op de locaties Meidreef en Kasteelstraat. Op de locatie Meidreef werd enkel in de eerste periode een overschrijding van de Cd-concentraties waargenomen voor gewassen sla gekweekt in openlucht. Twee van de drie stalen overschreden het maximumgehalte. Het was niet mogelijk om de waarden te vergelijken met de tweede periode, want daar was de oogst in openlucht mislukt. In de tweede periode was er wel sla gekweekt in volle grond en in een serre, maar hier vonden geen overschrijdingen plaats. Op de locatie Kasteelstraat waren alle Cd-waarden voor gewassen sla gekweekt in volle grond in de eerste periode boven het maximumgehalte. Vergelijking in de tweede periode was niet mogelijk omdat de oogst hier mislukt was. Voor Pb werd er enkel één

overschrijding gemeten voor de locatie Saffierstraat op gewassen sla gekweekt in een serre en in volle grond.

De p-waarden van het mixed model op de metaalconcentraties en SIRM-waarden is weergegeven in Tabel 8 voor periode 1 en Tabel 9 voor periode 2. De F-waarden worden weergegeven in ‘Bijlage 6: F-waarden mixed model analyse slastalen’. In ‘Bijlage 7: Grafische weergave van het effect van barrière, substraat en wassen op sla’ worden de boxplots weergegeven van het effect van de fixed factoren op de variabelen.

De effecten van de fixed factoren barrière, substraat en wasbehandeling en hun interacties worden besproken in de volgende paragrafen.

Tabel 8: De significanties (p-waarde) van de effecten van de fixed factoren barrière, substraat en wassen en hun tweede-orde-interacties in het optimale mixed model van de metaalconcentraties en de SIRM-waarden van de sla in periode 1. Niet-significante interacties werden uit het model verwijderd. / = het optimale mixed model bevat de interactie niet. Significante effecten staan vetgedrukt.

Variabele	Barrière	Substraat	Wassen	Barrière x Wassen	Barrière x Substraat	Substraat x Wassen
Al	0,016	0,003	<0,001	0,046	0,072	/
Cd	0,317	0,001	0,940	/	0,205	0,032
Co	0,093	<0,001	<0,001	<0,001	/	0,036
Cu	0,859	<0,001	<0,001	0,024	0,019	0,376
Fe	0,030	<0,001	<0,001	<0,001	/	0,001
Mn	0,117	0,007	0,470	0,370	0,325	0,030
Pb	0,063	0,152	<0,001	0,086	/	0,052
Zn	0,277	0,001	0,244	0,001	/	/
SIRM	0,017	0,933	<0,001	0,206	0,2061	<0,001

Tabel 9: De significanties (p-waarde) van de effecten van de fixed factoren barrière, substraat en wassen en hun tweede-orde-interacties in het optimale mixed model van de metaalconcentraties en de SIRM-waarden van de sla in periode 2. Niet-significante interacties werden uit het model verwijderd. / = het optimale mixed model bevat de interactie niet. Significante effecten staan vetgedrukt.

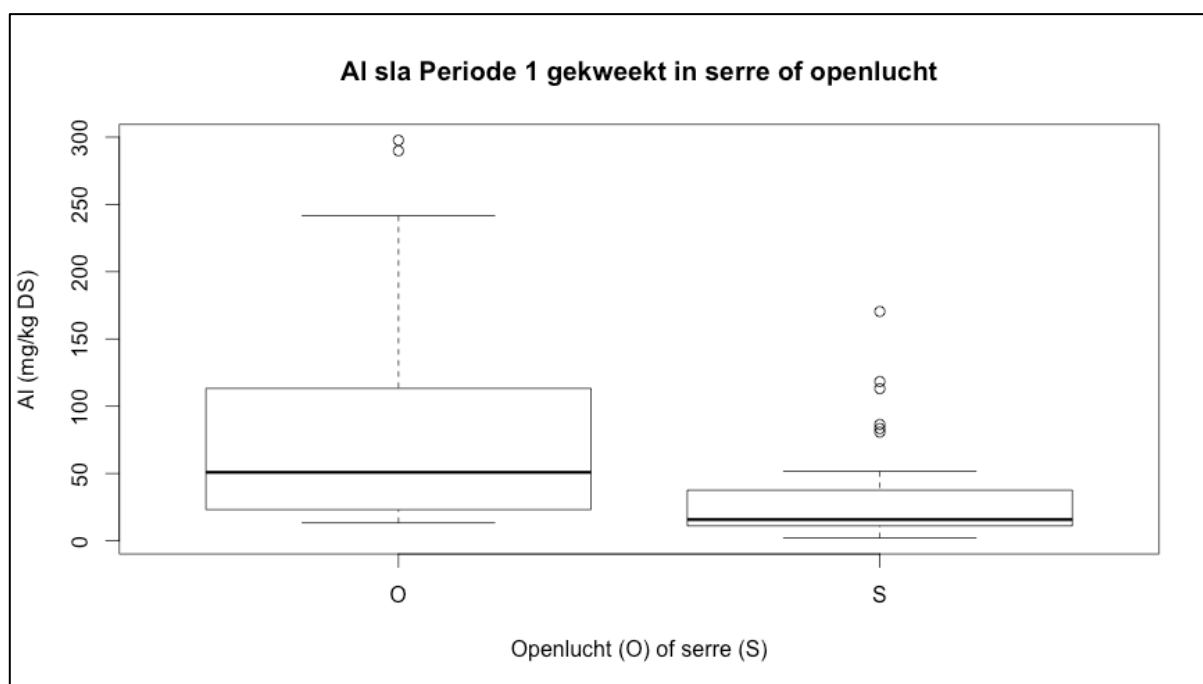
Variabele	Barrière	Substraat	Wassen	Barrière x Wassen	Substraat x Wassen
Al	0,094	0,477	<0,001	0,048	/
Cd	0,417	0,072	0,400	/	/
Co	0,105	0,694	0,020	<0,001	/
Cu	0,955	0,020	<0,001	/	/
Fe	0,075	0,247	<0,001	<0,001	/
Mn	0,442	0,028	0,103	/	0,129
Pb	0,217	0,478	0,576	0,137	/
Zn	0,371	0,197	0,158	/	/
SIRM	0,014	0,414	<0,001	0,027	0,057

5.1.1 Het effect van barrière: kweken in een serre of in openlucht

De sla gekweekt in openlucht heeft significant hogere Al- en Fe-concentraties en SIRM-waarden dan de sla gekweekt in een serre. Voor Al en Fe was deze tendens aanwezig in beide periodes, maar enkel significant in de eerste periode. Voor SIRM was dit in beide periodes significant. Het effect was het meest uitgesproken bij de SIRM-waarden, gevolgd door Al en Fe.

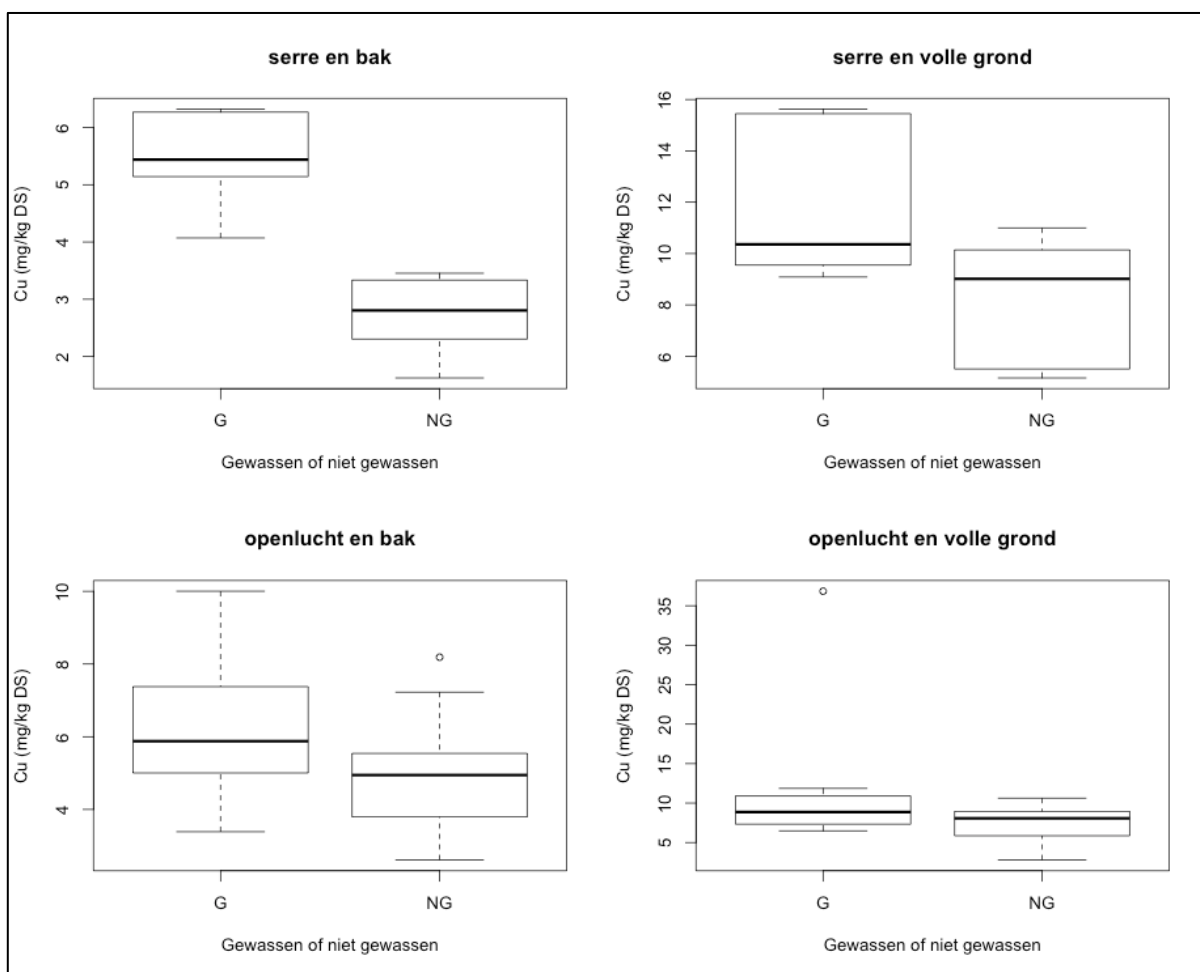
Hoewel het effect van kweken in een serre of in openlucht niet significant was voor de andere metalen, was er wel een gelijkaardige tendens van hogere waarden in openlucht voor Pb, Co en Mn. Hiertegenover waren de metaalconcentraties van Cd en Zn hoger voor de sla gekweekt in een serre dan de sla in openlucht. Voor Cu waren de concentraties in de eerste periode lager voor de sla gekweekt in een serre, echter in de tweede periode waren de waarden voor sla gekweekt in een serre hoger als deze gekweekt in openlucht.

In Figuur 4 wordt het effect van een barrière weergegeven voor de Al-concentraties van sla, gemeten in periode 1. Voor de Fe-concentraties en de SIRM-waarden worden de boxplots weergegeven in 'Bijlage 8: Boxplots effect barrière'.



Figuur 4: Het effect van een barrière op de Al-concentraties gemeten op sla in periode 1.

Voor Cu werd er in periode 1 een derde-orde-interactie waargenomen. De concentraties vertoonden een groter verschil tussen gewassen en ongewassen sla gekweekt in een bak met potgrond enerzijds en gewassen en ongewassen sla gekweekt in volle grond anderzijds, wanneer de sla gekweekt werd in een serre. Het verschil in de combinatie van wassen en substraat was lager voor de sla gekweekt in openlucht (Figuur 5).

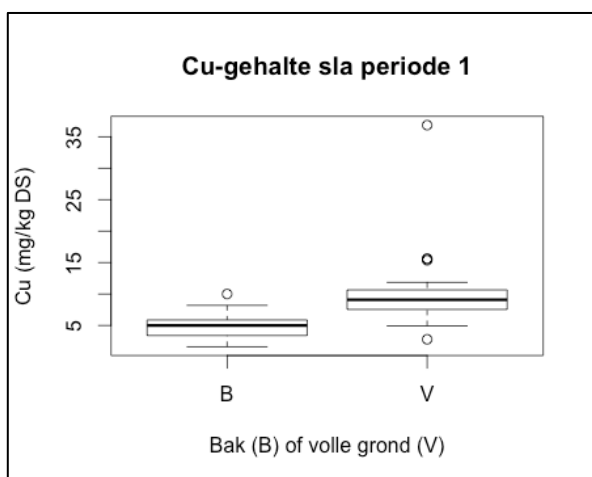


Figuur 5: Derde-orde-interactie van Cu-concentraties (in mg/kg DS) voor sla uit periode 1.

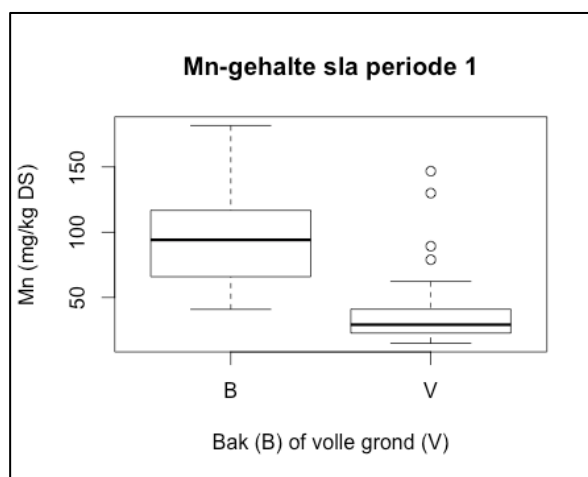
5.1.2 Onderscheid in substraat

Het verschil tussen de metaalconcentraties van sla gekweekt in een bak met potgrond en die van sla in volle grond was in periode 1 significant voor Al, Cd, Co, Cu, Fe, Mn en Zn. In periode 2 was dit verschil enkel significant voor Cu en Mn.

In Figuur 6 is te zien dat de concentraties van Cu lager zijn voor sla gekweekt in een bak potgrond dan voor sla gekweekt in volle grond. Eenzelfde significante tendens van lagere waarden in de bak potgrond was aanwezig bij Al, Cd, Co, Fe en Zn. Het effect was het grootst voor Cd gevolgd door Zn, Fe, Al, Cu en tot slot Co. Voor Mn waren de waarden van sla gekweekt in een bak potgrond significant hoger dan de waarden voor sla gekweekt in volle grond (Figuur 7). In 'Bijlage 9: Boxplots effect substraat' staan de boxplots van de andere elementen weergegeven in functie van het substraat.

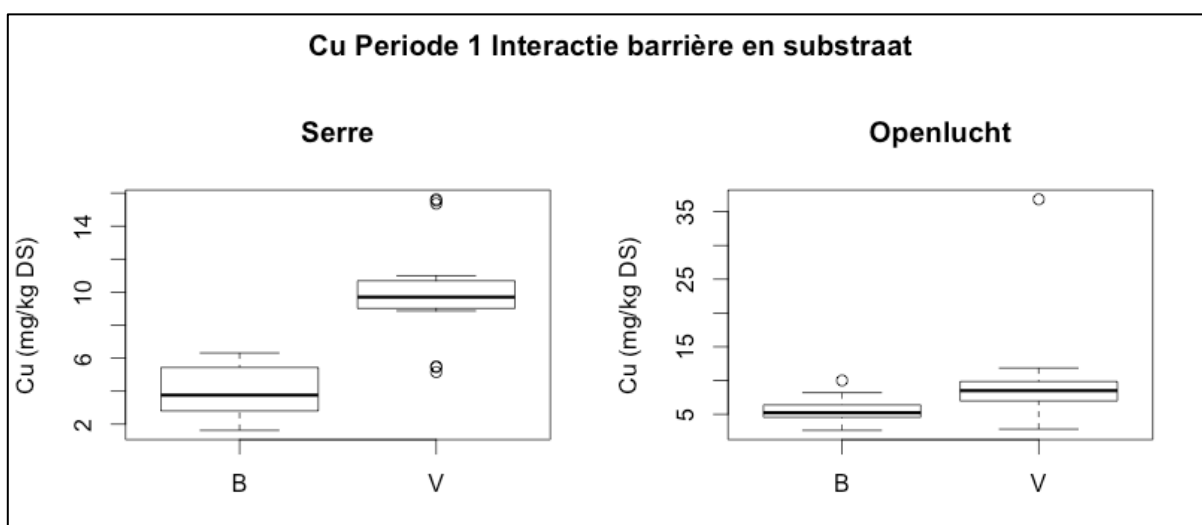


Figuur 6: Boxplot van Cu-gehalte weergegeven voor sla gekweekt in een bak potgrond en in volle grond. De waarden zijn afkomstig uit periode 1.



Figuur 7: Boxplot van Mn-gehalte weergegeven voor sla gekweekt in een bak potgrond en in volle grond. De waarden zijn afkomstig uit periode 1.

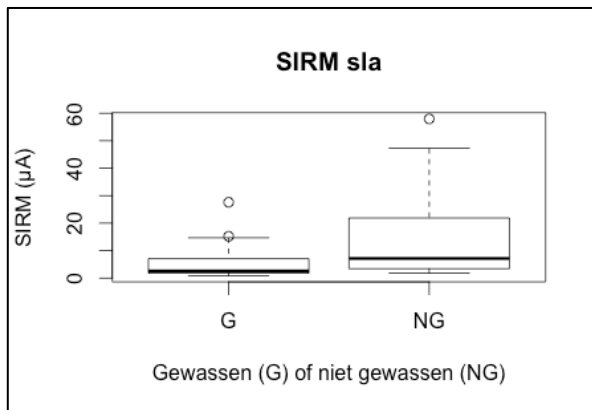
Voor Cu was het effect van het substraat afhankelijk van de barrière. Het verschil tussen de concentraties gemeten in een bak potgrond en in volle grond waren groter voor sla gekweekt in een serre (Figuur 8).



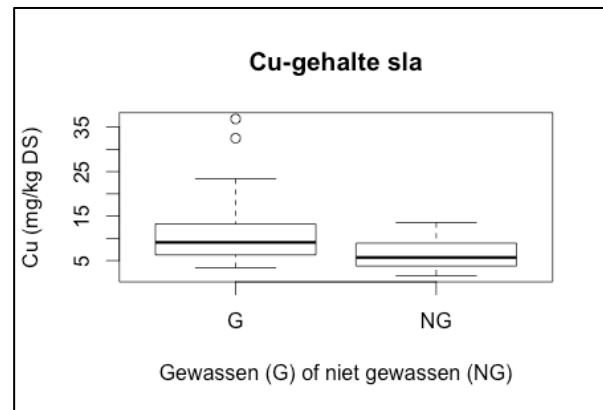
Figuur 8: Boxplot Cu-gehalte weergegeven voor sla gekweekt in een bak potgrond (B) en in volle grond (V) voor serre en openlucht.

5.1.3 Het effect van het wassen van de sla

Het wassen van sla bleek de SIRM-waarden en de Al-, Co-, Cu-, Fe- en Pb-concentraties significant te beïnvloeden in periode 1 met hogere waarden in ongewassen stalen (Figuur 9) behalve voor Cu (Figuur 10). Ook in periode 2 was het waseffect significant voor Al, Co, Cu en Fe en de SIRM-waarden. Het grootste effect werd gemeten bij Al, gevolgd door Fe, SIRM, Pb en Co. Voor de boxplots van de andere elementen wordt verwezen naar 'Bijlage 10: Boxplots effect wassen'.

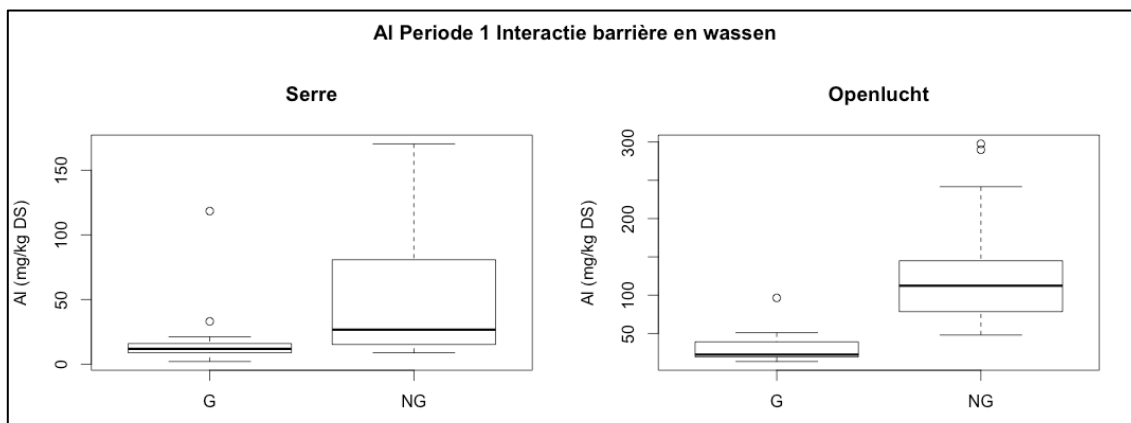


Figuur 9: Boxplot van SIRM-waarden van gewassen en niet gewassen slastalen. De waarden zijn afkomstig uit periode 1 en 2.

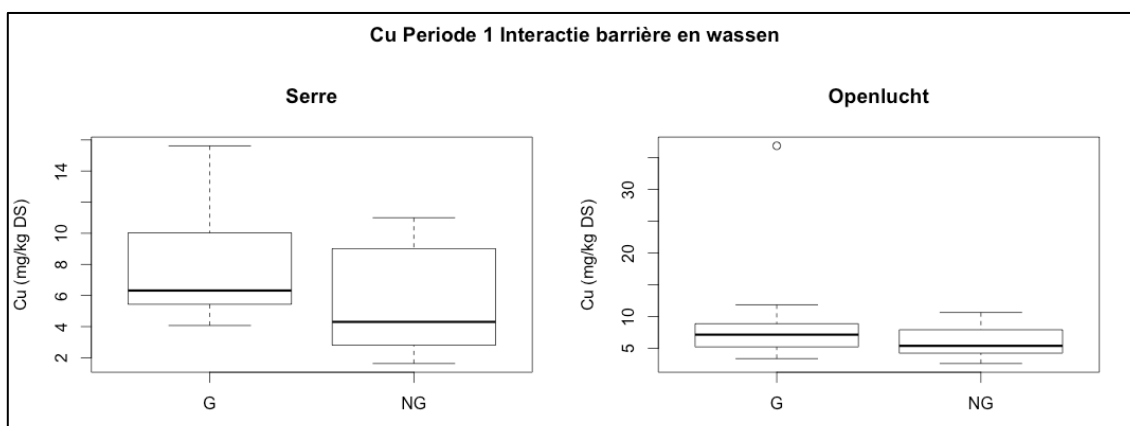


Figuur 10: Boxplot van Cu-gehalte van gewassen en niet gewassen slastalen. De waarden zijn afkomstig van periode 1 en 2.

De grootte van het waseffect bleek afhankelijk van de barrière voor Al, Co, Cu en Fe en van het substraat voor Co, Fe en de SIRM-waarden. Het waseffect was groter voor sla gekweekt in openlucht voor de concentraties van Al (Figuur 11), Co en Fe. Deze interacties werden bevestigd in periode 2. Ook de SIRM-waarden gemeten in periode 2 vertoonden een groter waseffect in openlucht. Voor Cu werd echter het tegenovergestelde waargenomen. Het waseffect bleek groter voor sla gekweekt in een serre (Figuur 12).

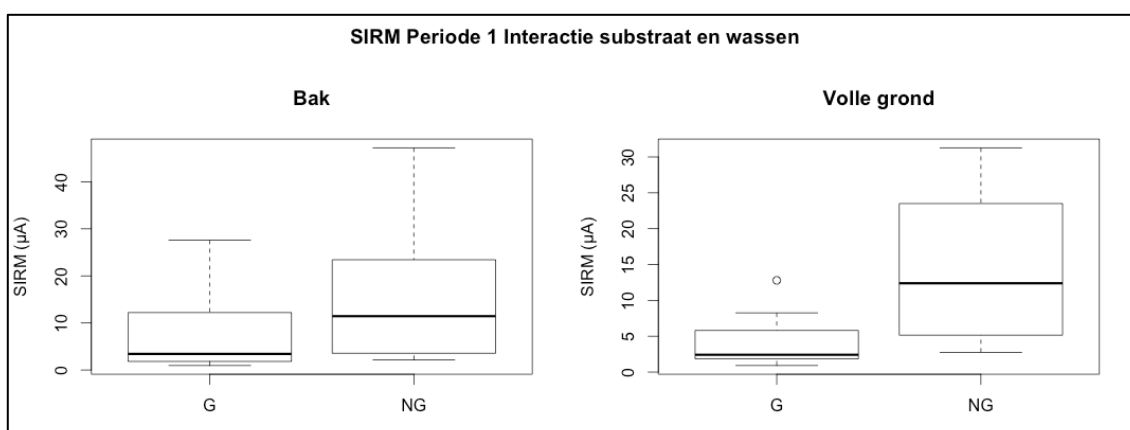


Figuur 11: Boxplot Al-concentraties gemeten in periode 1 weergegeven voor gewassen en ongewassen sla gekweekt in een serre en in openlucht.

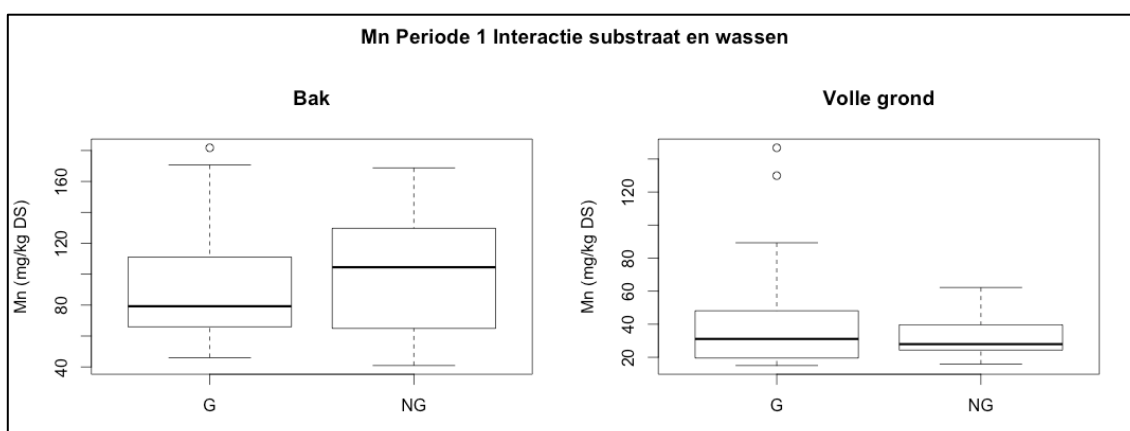


Figuur 12: Boxplot Cu-concentraties gemeten in periode 1 weergegeven voor gewassen en ongewassen sla gekweekt in een serre en in openlucht.

Voor Co, Fe en de SIRM-waarden (Figuur 13) was het waseffect groter voor sla gekweekt in volle grond. Figuur 14 toont de interactie tussen substraat en het waseffect voor de Mn-concentraties. Hier bleek het waseffect groter in de bak met potgrond.



Figuur 13: Boxplot SIRM-waarden gemeten in periode 1 weergegeven voor gewassen en ongewassen sla gekweekt in een bak met potgrond en in volle grond.



Figuur 14: Boxplot Mn-concentraties gemeten in periode 1 weergegeven voor gewassen en ongewassen sla gekweekt in een bak met potgrond en in volle grond.

Hoewel er geen significant waseffect plaatsvond voor de Cd- en Mn-concentraties, werd er wel een significante interactie gevonden tussen het substraat en het waseffect. Voor Cd was het waseffect groter voor sla gekweekt in volle grond en voor Mn werd een hoger waseffect gemeten bij de slastalen gekweekt in een bak met potgrond. Ook voor de Zn-concentraties werd er geen significant verschil gemeten tussen de gewassen en ongewassen stalen. De sla in openlucht bleek echter wel een significant hoger waseffect te vertonen als de sla gekweekt in een serre. Deze interacties waren enkel significant in periode 1. Voor een grafische weergave van de significante interacties wordt verwezen naar ‘Bijlage 11: Boxplots interactie-effect barrière en wassen’ en ‘Bijlage 12: Boxplots interactie-effect substraat en wassen’

5.1.4 Correlaties tussen metaalconcentraties en SIRM van sla

Aan de hand van een correlatiematrix, weergegeven in Tabel 10, werden de correlaties tussen de geanalyseerde variabelen bekomen. De Co, Fe en Al-concentraties in de slastalen waren onderling sterk en positief gecorreleerd. De SIRM-waarden correleerden significant positief met Al, Co, Fe, Mn en Pb, en significant negatief met Cu en Zn (Bijlage 13: Significante correlaties SIRM en metaalconcentraties voor sla). Voor de SIRM werden de hoogste correlaties waargenomen met de metalen Al, Fe en Pb.

Tabel 10: Correlatiematrix met Pearson correlatiecoëfficiënten van alle geanalyseerde variabelen voor de analyse op slastalen ($n = 127$). Significante correlaties zijn vetgedrukt ($p < 0,05$).

	SIRM	Cd	Pb	Co	Cu	Al	Fe	Mn	Zn
SIRM	1								
Cd	-0,101	1							
Pb	0,568	0,151	1						
Co	0,377	0,196	0,357	1					
Cu	-0,203	0,349	-0,100	0,033	1				
Al	0,499	0,143	0,519	0,920	-0,038	1			
Fe	0,446	0,252	0,605	0,887	-0,067	0,954	1		
Mn	0,200	-0,248	0,067	-0,043	-0,397	-0,035	0,035	1	
Zn	-0,213	0,575	0,037	0,027	0,565	-0,022	-0,050	-0,282	1

5.1.5 Bodemstalen

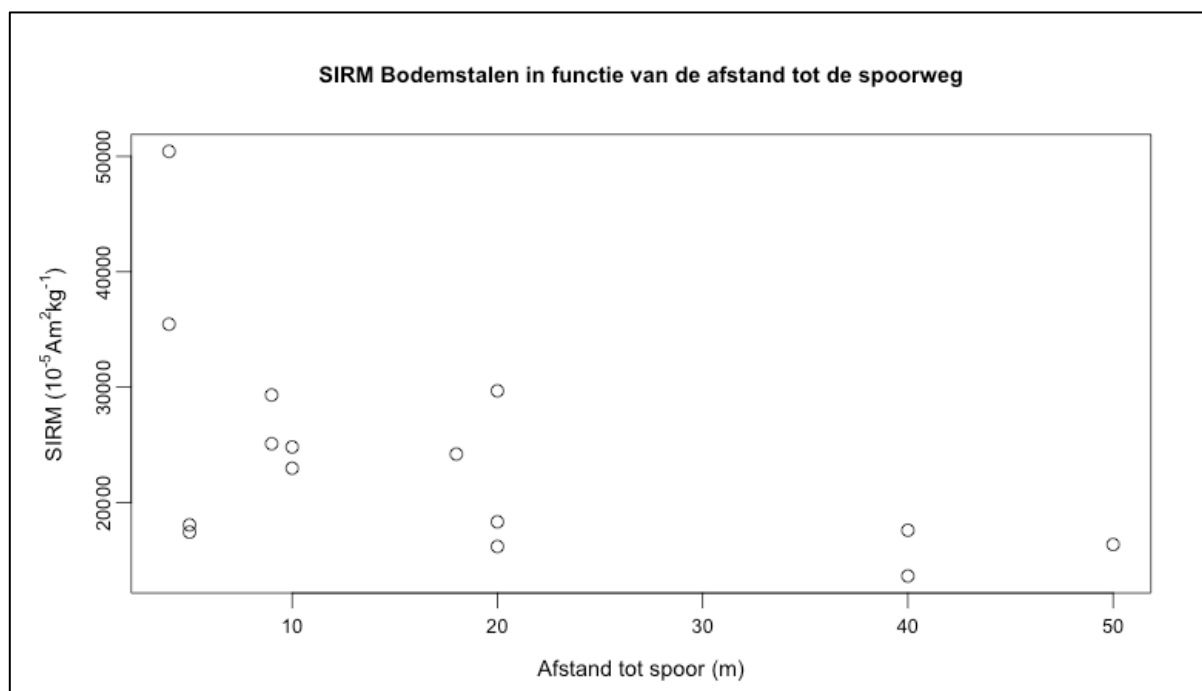
In ‘Bijlage 14: Gemiddelde en bereik van de metaalconcentraties in de bodemstalen.’ worden de gemiddelde concentraties en het bereik weergegeven voor de metaalconcentraties van de bodemstalen. De concentraties van potgrond worden weergegeven in ‘Bijlage 15: Metaalconcentraties van potgrond’.

De Mn-concentratie van potgrond, na de extractie met EDTA, vertoonde een opmerkelijk hogere waarde dan de concentraties van de bodemstalen. Gemiddeld was de Mn-concentratie voor potgrond 62% hoger dan de bodemstalen.

5.1.5.1 SIRM-waarden

De SIRM-waarde van de bodemstalen was gemiddeld $(22.157 \pm 7.309) \times 10^{-5} \text{ A m}^2 \text{ kg}^{-1}$. Het bereik van de waarden lag tussen $2.043 \times 10^{-5} \text{ A m}^2 \text{ kg}^{-1}$ en $50.735 \times 10^{-5} \text{ A m}^2 \text{ kg}^{-1}$.

Het effect van afstand tot de spoorweg op de SIRM-waarden van de bodemstalen wordt weergegeven in Figuur 15. Er is een dalende tendens waar te nemen van de waarden met toenemende afstand tot de spoorweg. De ANOVA-test, weergegeven in Tabel 11, gaf ook aan dat dit effect significant was ($p = 0,0434$). Het effect van het al dan niet bewerken van de grond bleek niet significant.



Figuur 15: SIRM-waarden van de bodemstalen in functie van de afstand tot de spoorweg. +

Tabel 11: ANOVA-test voor de SIRM-waarden van de bodemstalen in de actieve biomonitoring met sla. Significante effecten zijn vetgedrukt ($p < 0,05$).

	F-value	p-value
(Intercept)	6221,846	<.0001
Afstand tot spoor	5,742	0,043
Grondbewerking	1,771	0,220

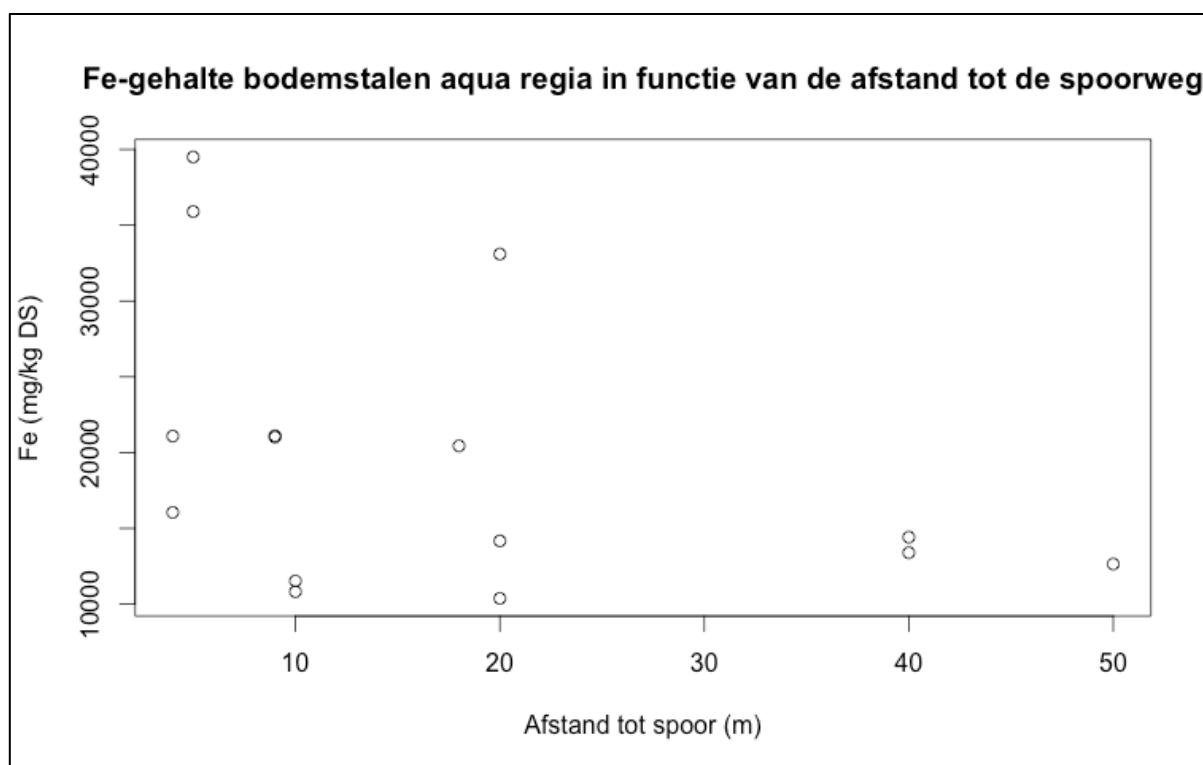
De boxplot van de SIRM-waarden in functie van de locaties wordt weergegeven in 'Bijlage 16: Boxplot SIRM-waarden bodemstalen voor de verschillende locaties'. Deze figuur vertoont een grote variatie aan SIRM-waarden voor de verschillende locaties. De SIRM-waarden van de bodemstalen zijn het hoogst voor Saffierstraat, gevolgd door Kardelaan, Meidreef, Kasteelstraat en tot slot Drabstraat.

5.1.5.2 Metaalconcentraties na aqua regia-extractie

De concentraties van de metalen Cd, Cr, Fe en Zn na aqua regia extractie vertoonden een significante daling met toenemende afstand tot de spoorweg (Tabel 12). Deze tendens was het

meest uitgesproken bij de Fe-concentraties (Figuur 16), gevolgd door de effecten op de concentraties van Zn, Cr en Cd (Bijlage 17: Effect van afstand tot de spoorweg op de bodem). Het effect van grondbewerking bleek enkel significant voor de Fe-concentraties (Tabel 12). Hierbij vertoonde de concentraties van onbewerkte grond lagere waarden ten opzichte van de concentraties van bewerkte grond.

De Cd-concentraties waren voor de bodemstalen van de locaties Saffierstraat en Kasteelstraat boven de richtwaarde van 1,2 mg/kg DS. De waarden bleven wel onder de bodemsaneringsnorm van 2 mg/kg DS. Voor Pb waren er erg hoge waarden gemeten voor de locatie Saffierstraat. Deze waarden waren gelegen tussen de richtwaarde voor Pb (120 mg/kg DS) en de bodemsaneringsnorm (200 mg/kg DS). De vermelde richtwaarde en bodemsaneringsnorm voor Cd en Pb zijn vooropgesteld door de Vlaamse regering. De waarden gelden voor bestemmingstype 2, welke landbouwgebied en kleintuingebied bevat (VLAREBO 2007). In 'Bijlage 18: Boxplot Cd- en Pb-gehalte bodemstalen aqua regia voor de verschillende locaties' worden de concentraties weergegeven voor de verschillende locaties.



Figuur 16: Fe-concentraties van de bodemstalen geëxtraheerd met aqua regia in functie van de afstand tot de spoorweg.

Tabel 12: P-waarden van de ANOVA-test uitgevoerd op bodemstalen geëxtraheerd met aqua regia. Significante effecten zijn vetgedrukt ($p < 0,05$).

Metaal	p-waarde	
	Afstand tot de spoorweg	Bewerking grond
Al	0,2734	0,6367
Cd	0,0672	0,3410
Co	0,1561	0,8189
Cr	0,0183	0,6992
Cu	0,2356	0,2792
Fe	0,0056	0,0266
Mn	0,1734	0,6180
Ni	0,1466	0,1709
Pb	0,1325	0,4380
Zn	0,0519	0,3842

Voor de metaalconcentraties geëxtraheerd met aqua regia en de SIRM-waarden werd een correlatiematrix opgesteld (Tabel 13). De SIRM-waarden vertoonden een sterke en positieve correlatie met Mn, Pb en Zn, met respectievelijk $r = 0,776$, $r = 0,758$ en $r = 0,711$. De grafieken voor deze correlaties worden weergegeven in 'Bijlage 19: Significante correlaties SIRM en metaalconcentraties aqua regia-extractie bodem'. Hiernaast werden er heel hoge correlatiecoëfficiënten gemeten tussen Fe en Cr, tussen Al en Cr, tussen Fe, Co en Ni onderling en tussen Pb, Cd en Zn onderling.

Tabel 13: Correlatiematrix met Pearson correlatiecoëfficiënten van alle geanalyseerde metalen voor de analyse op bodemstalen geëxtraheerd met aqua regia ($n = 16$). Significante effecten zijn vetgedrukt ($p < 0,05$).

	SIRM	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
SIRM	1										
Al	0,499	1									
Cd	0,642	0,744	1								
Co	0,049	0,459	0,530	1							
Cr	0,285	0,872	0,614	0,702	1						
Cu	0,493	0,243	0,567	0,073	0,095	1					
Fe	0,146	0,744	0,569	0,818	0,945	0,111	1				
Mn	0,776	0,612	0,596	-0,010	0,419	0,261	0,236	1			
Ni	0,096	0,735	0,572	0,833	0,936	0,057	0,981	0,172	1		
Pb	0,758	0,524	0,864	0,183	0,277	0,677	0,201	0,571	0,207	1	
Zn	0,711	0,523	0,879	0,211	0,355	0,609	0,287	0,641	0,938	0,94	1

5.1.5.3 Metaalconcentraties na EDTA-extractie

Aan de hand van de ANOVA-test werden geen significante effecten waargenomen van de afstand van de spoorweg of de bewerking van de grond op de metaalconcentraties van de bodem geëxtraheerd met EDTA. In 'Bijlage 20: p-waarden analyse EDTA' worden de p-waarden weergegeven.

Ook voor de metaalconcentraties van EDTA werd een correlatiematrix opgesteld met de SIRM-waarden van de bodemstalen. De tabel wordt weergegeven in Tabel 14 en toont de correlatie aan tussen de SIRM-waarden en Cd ($r = 0,647$), Cu ($r = 0,511$), Pb ($r = 0,745$) en Zn ($r = 0,607$). Deze correlaties worden weergegeven in 'Bijlage 21: Significante correlaties SIRM en metaalconcentraties EDTA-extractie bodem'. Overigens werden hoge correlatiewaarden gemeten tussen Pb en Cd ($r = 0,844$), Co en Ni ($r = 0,890$) en Cu en Zn ($r = 0,808$).

Tabel 14: Correlatiematrix met Pearson correlatiecoëfficiënten van alle geanalyseerde metaalconcentraties en SIRM van de bodemstalen geëxtraheerd met EDTA ($n = 16$). Significante effecten zijn vetgedrukt ($p < 0,05$).

	SIRM	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
SIRM	1										
Al	0,323	1									
Cd	0,647	0,373	1								
Co	-0,071	-0,133	0,110	1							
Cr	0,134	0,391	-0,135	-0,022	1						
Cu	0,511	0,311	0,699	-0,315	0,148	1					
Fe	-0,678	0,153	-0,425	0,069	0,295	-0,288	1				
Mn	-0,339	-0,727	-0,234	0,348	-0,529	-0,434	-0,010	1			
Ni	0,100	0,088	0,356	0,890	0,015	-0,117	0,031	0,293	1		
Pb	0,745	0,495	0,844	-0,295	-0,053	0,741	-0,412	-0,427	-0,037	1	
Zn	0,607	0,283	0,749	-0,405	-0,255	0,808	-0,409	-0,202	-0,127	0,889	1

5.1.5.4 Metaalconcentraties na CaCl_2 -extractie

Bij de analyse van bodemstalen geëxtraheerd met CaCl_2 , waren er vijf metalen waarvan meer dan 10% van de stalen zich onder de detectielimiet bevonden. Deze metalen worden weergegeven in Tabel 15. Verdere analyse was bijgevolg voor deze metalen niet mogelijk.

Tabel 15: Weergave van het procentuele aantal onder de detectielimiet (DL) en de detectielimiet van de metalen Cd, Co, Cr, Ni en Pb, voor de analyse bodemstalen geëxtraheerd met CaCl_2 .

Metaal	Aantal stalen onder DL (%)	DL (mg/kg DS)
Cd	89	0,06
Co	94	0,25
Cr	94	0,05
Ni	100	0,5
Pb	100	1

Aan de hand van de statistische analyses werden geen significante effecten waargenomen van de afstand van de spoorweg of de bewerking van de grond op de metaalconcentraties van de bodem geëxtraheerd met CaCl_2 . In 'Bijlage 22: p-waarden analyse CaCl_2 ' worden de p-waarden weergegeven.

Tussen de metaalconcentraties geëxtraheerd met CaCl_2 en de SIRM-waarden van de bodem zijn er geen significante correlaties aanwezig. De metaalconcentraties onderling vertonen wel

zeer hoge, significante correlaties tussen Al, Cu en Fe onderling en tussen Mn en Zn (Tabel 16).

Tabel 16: Correlatiematrix met Pearson correlatiecoëfficiënten van alle geanalyseerde metalen en SIRM van de bodemstalen geëxtraheerd met CaCl_2 ($n = 16$). Significante effecten zijn vetgedrukt ($p < 0,05$).

	SIRM	Al	Cu	Fe	Mn	Zn
SIRM	1					
Al	-0,213	1				
Cu	-0,032	0,944	1			
Fe	-0,202	0,981	0,912	1		
Mn	-0,138	-0,080	-0,126	-0,089	1	
Zn	-0,029	0,074	0,046	0,044	0,780	1

5.1.6 Correlatie tussen sla- en bodemstalen

De metaalconcentraties van de slastalen gekweekt in volle grond werden gecorreleerd met de metaalconcentraties van de bodem bekomen aan de hand van de drie verschillende methodes. De correlatiecoëfficiënten werden ook bepaald tussen de SIRM-waarden van de sla en de bodem.

5.1.6.1 Aqua regia-extractie

De enige significante correlatie tussen de sla- en bodemstalen geanalyseerd met aqua regia vond plaats voor het element Zn. Deze zeer hoge correlatiecoëfficiënt ($r = 0,999$) werd bekomen voor ongewassen sla gekweekt in openlucht (Tabel 17).

Tabel 17: Correlatie (Pearson correlatiecoëfficiënten) tussen de variabelen van de slastalen gekweekt in een bak met dezelfde variabelen bekomen door extractie van de bodemstalen met aqua regia ($n = 3-5$). Significante effecten zijn vetgedrukt ($p < 0,05$).

Variabele	Serre		Openlucht	
	G	NG	G	NG
Al	0,229	0,468	0,757	0,602
Cd	0,311	0,446	0,632	0,943
Co	0,537	0,610	-0,417	0,612
Cu	-0,699	0,412	0,794	0,974
Fe	0,313	0,820	0,765	0,739
Mn	-0,806	-0,556	-0,471	-0,409
Pb	0,855	-0,058	-0,055	0,951
Zn	0,060	0,462	0,484	0,999
SIRM	-0,272	0,752	0,023	0,967

5.1.6.2 EDTA-extractie

Voor de bodemstalen geanalyseerd met EDTA werd een significante correlatie gevonden met Pb voor gewassen sla gekweekt in een serre ($r = 0,945$) (Tabel 18).

Ook voor Mn werd een significante correlatie gevonden. De correlatiecoëfficiënt van -0,978 werd bekomen voor gewassen slastalen in openlucht.

Tabel 18: Correlatie (Pearson correlatiecoëfficiënten) tussen de variabelen van de slastalen gekweekt in een bak met dezelfde variabelen bekomen door extractie van de bodemstalen met EDTA ($n = 3-5$). Significante effecten zijn vetgedrukt ($p < 0,05$).

Variabele	Serre		Openlucht	
	G	NG	G	NG
Al	0,060	0,186	-0,505	-0,871
Cd	0,098	0,262	0,810	0,973
Co	0,372	0,340	0,790	0,734
Cu	-0,127	0,597	-0,091	0,641
Fe	-0,289	0,356	-0,026	0,079
Mn	0,302	0,516	-0,978	0,413
Pb	0,945	0,028	-0,220	0,904
Zn	-0,112	0,450	0,014	0,823
SIRM	-0,272	0,752	-0,928	-0,980

5.1.6.3 CaCl₂-extractie

Bij de analyse met CaCl₂ werden twee significante correlaties gevonden met sla gekweekt in openlucht, enerzijds voor Mn bij ongewassen sla ($r = 0,999$) en anderzijds voor Zn met gewassen slastalen ($r = 0,996$). De correlaties worden weergegeven in Tabel 19.

Tabel 19: Correlatie (Pearson correlatiecoëfficiënten) tussen de variabelen van de slastalen gekweekt in een bak met dezelfde variabelen bekomen door extractie van de bodemstalen met CaCl₂ ($n = 3-5$). Significante effecten zijn vetgedrukt ($p < 0,05$).

Variabele	Serre		Openlucht	
	G	NG	G	NG
Al	-0,473	0,470	-0,920	-0,500
Cu	-0,767	0,412	0,824	0,942
Fe	-0,284	0,820	-0,120	-0,244
Mn	0,868	-0,556	-0,690	0,999
Zn	0,403	0,462	0,996	0,408
SIRM	-0,272	0,752	-0,928	-0,980

5.2 Passieve biomonitoring met maïs

De maïsstal hadden een gemiddelde concentratie van Al, Cd, Co, Cr, Mo en Pb tussen 0,08 en 8 mg/kg droge stof (DS) en van Cu, Fe, Mn en Zn tussen de 30 en 183 mg/kg DS. Voor Ni lagen 98% van de gemeten concentraties onder de detectielimiet (0,9 mg/kg DS) en voor V lagen alle stalen onder de detectielimiet (DL = 0,2 mg/kg DS). De gemiddelde waarden, de standaard deviatie en het bereik van de metaalconcentraties en SIRM-waarden in de sla zijn weergegeven in Tabel 20.

Een vergelijking van de metaalconcentraties in de sla- en maïsstalen toont aan dat deze van eenzelfde grootteorde zijn. Enkel voor Al, Cu en Mn waren er verschillen tussen de gewassen. De waarden voor Al liggen gemiddeld acht keer hoger voor de slastalen ten opzichte van de maïsstalen. De maïsstalen hadden daarentegen hogere waarden voor Cu (gemiddeld 233% hoger) en Mn (gemiddeld 200% hoger).

Tabel 20: De gemiddelde $\pm$ standaarddeviatie en het bereik van de metaalconcentraties (in mg/kg DS) en de SIRM-waarden (in 10^{-6} A) van de maïsstalen. Waarden onder de detectielimiet worden aangeduid met < gevolgd door de waarde van de detectielimiet. / = niet berekend door het hoge aantal stalen onder de detectielimiet.

Variabele	Periode 1	
	gem. $\pm$ fout	bereik
Al	8 ± 2	(<4 - 15)
Cd	$0,4 \pm 0,2$	(0,1 - 2,3)
Co	$0,08 \pm 0,2$	(<0,02 - 0,69)
Cr	$0,26 \pm 0,08$	(<0,1 - 0,83)
Cu	30 ± 9	(6 - 61)
Fe	75 ± 18	(<2,5 - 202)
Mn	183 ± 140	(<1,25 - 964)
Mo	$2,5 \pm 0,9$	(<0,8 - 6,3)
Ni	/	(<0,9)
Pb	$0,7 \pm 0,2$	(0,2 - 1,4)
V	/	(<0,2)
Zn	96 ± 55	(<2,5 - 366)
SIRM	98 ± 44	(29 – 429)

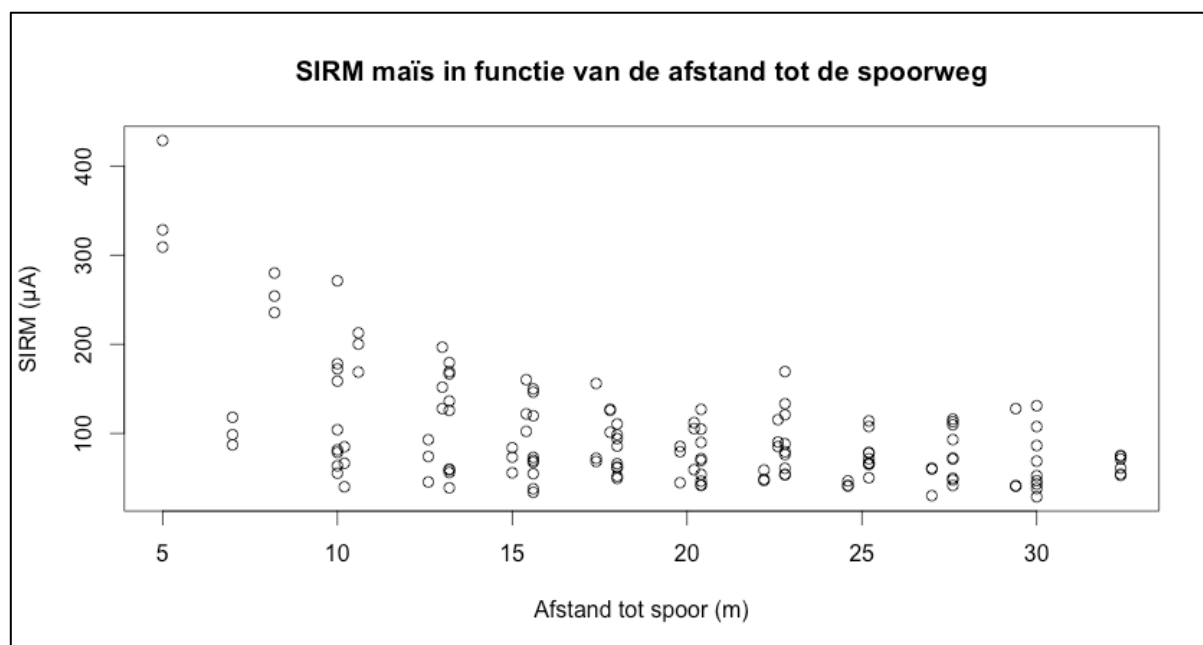
De uitkomst van het mixed model op de metaalconcentraties en SIRM-waarden is weergegeven in Tabel 21. Het effect van de afstand tot de spoorweg en de windrichting op alle onderzochte variabelen wordt weergegeven in ‘Bijlage 23: Grafische weergave van het effect van afstand tot de spoorweg en windrichting’. De effecten van de fixed factoren afstand tot de spoorweg en windrichting en hun interacties worden besproken in de volgende paragrafen.

Tabel 21: De significanties (p-waarde) en F-waarde (tussen haakjes) van de effecten van de fixed factoren afstand tot de spoorweg en windrichting en hun tweede-orde-interactie in het optimale mixed model van de metaalconcentraties en de SIRM-waarden van maïs. Niet-significante interacties werden uit het model verwijderd. / = het optimale mixed model bevat de interactie niet. Significante effecten staan vetgedrukt.

Variabele	Afstand tot spoor	Windrichting	Afstand x Windrichting
Al	0,174 (1,866)	0,764 (0,090)	0,010 (6,749)
Cd	0,258 (1,315)	0,836 (0,051)	<0,001 (20,561)
Co	0,246 (1,355)	0,276 (1,762)	<0,001 (14,967)
Cr	0,813 (0,057)	0,338 (1,293)	/
Cu	0,769 (0,087)	0,089 (6,188)	/
Fe	0,635 (0,229)	0,137 (4,071)	0,010 (7,734)
Mn	0,029 (5,166)	0,113 (4,932)	<0,001 (22,287)
Mo	0,043 (4,381)	0,475 (0,663)	/
Pb	0,008 (7,275)	0,702 (0,177)	/
Zn	0,062 (3,551)	0,075 (7,229)	<0,001 (15,193)
SIRM	<0,001 (28,789)	0,968 (0,002)	/

5.2.1 Afstand tot de spoorweg

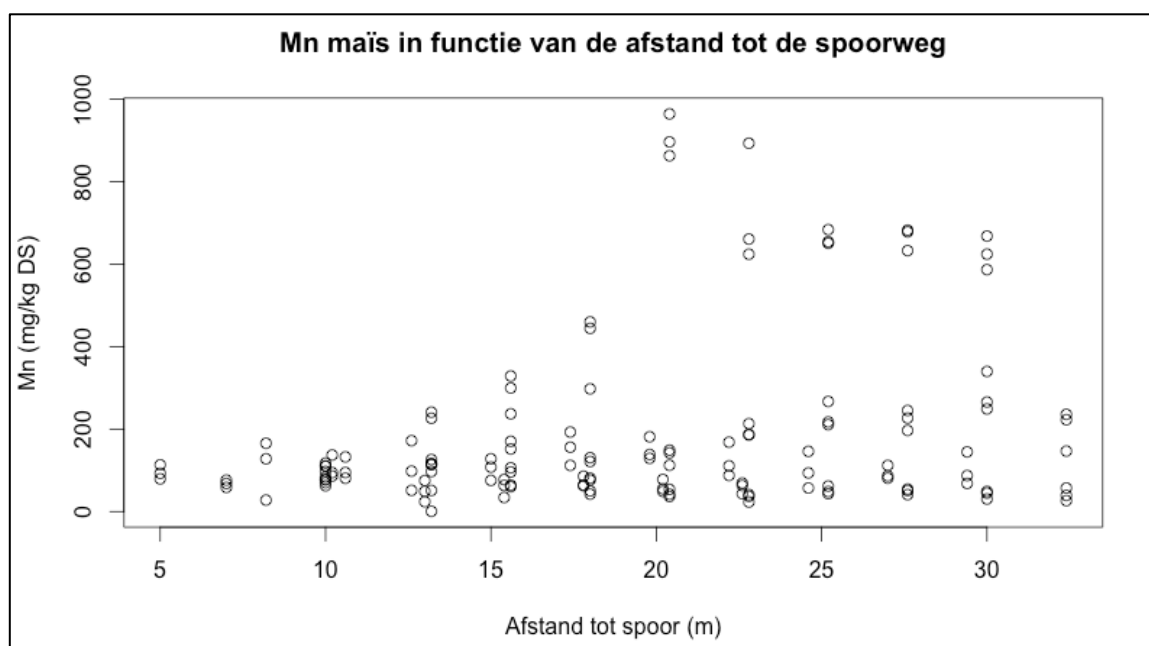
De SIRM-waarden en de Mo-concentraties namen significant af met toenemende afstand tot de spoorweg (Tabel 21). Deze tendens van dalende SIRM-waarden met afstand tot het spoor is duidelijk zichtbaar in Figuur 17.



Figuur 17: SIRM-waarden (in μA) van de maïsstalen in functie van de afstand tot de spoorweg (in m).

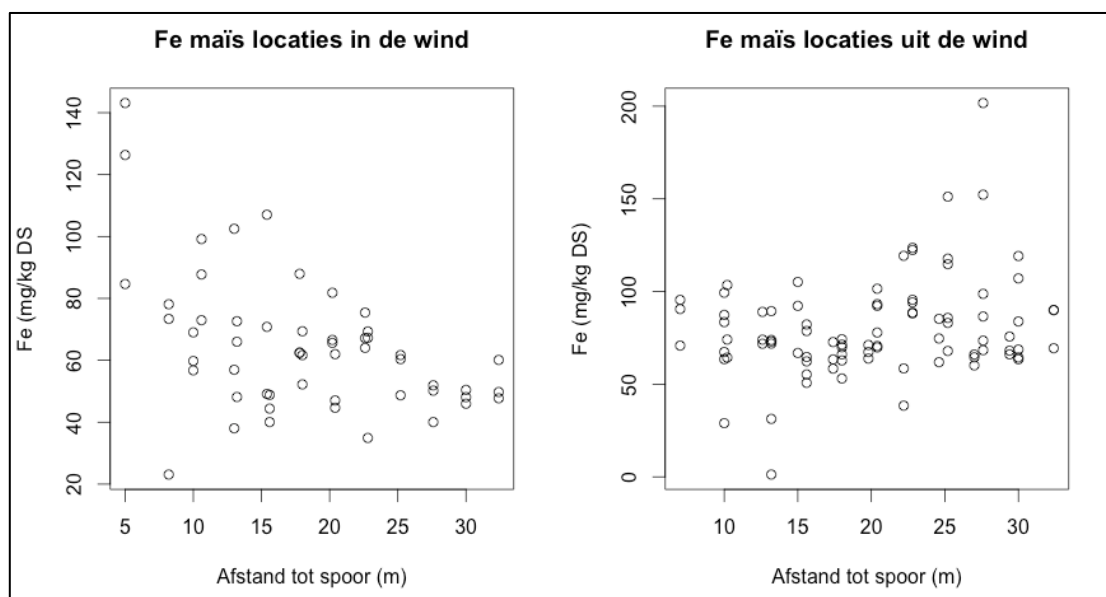
In Tabel 21 worden ook significante p-waarden weergegeven voor Mn en Pb. De concentraties van deze metalen vertoonden een stijging met toenemende afstand tot de spoorweg. Deze tendens van toenemende concentraties wordt weergegeven voor Mn in

Figuur 18. Zn vertoonde een gelijkaardig patroon, maar met een p-waarde van 0,062 bleek dit net niet significant. In ‘Bijlage 24: Effect van afstand tot de spoorweg voor maïs’ worden de grafieken van Pb en Mo weergegeven.



Figuur 18: Mn-concentraties(in mg/kg DS) weergegeven voor maïsstalen in functie van de afstand tot de spoorweg (in m).

De metalen Al, Cd, Co, Fe, Mn en Zn vertoonden enkel een afstandseffect voor de locaties die windwaarts gelegen waren ten opzichte van de spoorweg. Hiertegenover stegen de metaalconcentraties met toenemende afstand van de spoorweg wanneer deze uit de windrichting gelegen waren. Deze interactie was voor de bovenvermelde metalen significant. De p-waarden worden weergegeven in Tabel 21. Dit interactie-effect was het grootste voor Fe (Figuur 19), gevolgd door Al, Mn, Cd, Zn en Pb (‘Bijlage 25: Interactie-effect afstand tot de spoorweg en windrichting’).



Figuur 19: Fe-concentraties van maïs in functie van de afstand tot de spoorweg, respectievelijk voor locaties gelegen in de windrichting ten opzichte van de spoorweg en locaties gelegen uit de windrichting.

5.2.2 Invloed van de windrichting

Het effect van de windrichting bleek niet significant (Tabel 21).

5.2.3 Correlaties tussen metaalconcentraties en SIRM van maïs

De correlatiematrix van de maïsstalen, weergegeven in Tabel 23, vertoont een zeer hoge correlatiecoëfficiënt voor Mn en Zn ($r = 0,859$). Andere hoge correlaties werden bekomen voor Co en Cu ($r = 0,662$), Mn en Co ($r = 0,662$) en Fe en Co ($r = 0,608$). De SIRM-waarden waren significant gecorreleerd met Cd (negatief) en met Co, Cr en Fe (positief) ('Bijlage 26: Significante correlaties SIRM en metaalconcentraties voor maïs').

Tabel 22: Correlatiematrix met Pearson correlatiecoëfficiënten van alle gemeten variabelen van de maïsstalen ($n = 141$). Significante effecten zijn vetgedrukt ($p < 0,05$).

	<i>SIRM</i>	<i>Cd</i>	<i>Pb</i>	<i>Co</i>	<i>Cu</i>	<i>Mo</i>	<i>Cr</i>	<i>Al</i>	<i>Fe</i>	<i>Mn</i>	<i>Zn</i>
SIRM	1										
Cd	-0,179	1									
Pb	-0,134	0,181	1								
Co	0,281	0,196	0,004	1							
Cu	0,026	0,180	-0,063	0,630	1						
Mo	-0,077	0,227	0,201	-0,143	-0,270	1					
Cr	0,257	0,038	0,094	0,289	0,059	0,184	1				
Al	0,142	0,015	0,369	0,415	0,056	0,203	0,451	1			
Fe	0,225	0,106	0,170	0,608	0,425	0,088	0,300	0,388	1		
Mn	0,066	0,024	-0,076	0,662	0,522	-0,473	-0,061	0,116	0,240	1	
Zn	0,058	0,179	-0,048	0,560	0,554	-0,431	-0,116	0,085	0,310	0,859	1

6 Discussie

6.1 Invloed van de spoorweg op gewassen

6.1.1 *Het effect van de afstand tot de spoorweg*

De passieve biomonitoring met maïs toonde aan dat de afstand tot de spoorweg een invloed heeft op de magnetische eigenschappen van de maïsbladeren. Dit afstandseffect vindt voornamelijk plaats op de eerste 15 tot 20 m vanaf de spoorweg. Voor de SIRM-waarden werd de hoogste waarde vastgesteld op 5 m van de spoorweg (429×10^{-6} A) en de laagste SIRM-waarde op 30 m van de spoorweg (29×10^{-6} A). Gelijkaardige waarden werden opgemeten door Desplenter et al. (2013). In de studie van Desplenter et al. (2013) werden de hoogste SIRM-waarden van klimop vastgesteld op een gelijkaardige afstand van 5 m tot de spoorweg, deze waarden bedroegen gemiddeld $(113 \pm 9) \times 10^{-6}$ A. De laagste waarden waren gemiddeld $(24 \pm 1) \times 10^{-6}$ A, welke op een afstand van 500 m tot de spoorweg gemeten werden. Ook de SIRM-waarden van de bodemstalen vertoonden een significante daling met toenemende afstand tot de spoorweg. De hoogste waarde, gemeten op 4 m van de spoorweg, bedroeg 50.735×10^{-5} A m² kg⁻¹. De laagste waarde werd gemeten op 40 m van de spoorweg (12.674×10^{-6} A). Deze tendens van hoge SIRM-waarden nabij spoorverkeer vond ook plaats in andere studies (Moreno et al., 2003; Urbat et al., 2004; Kardel et al., 2012). Echter bij deze studies was het effect van de spoorwegen niet de hoofddoelstelling en werd voornamelijk de focus gelegd op het onderzoeken van de luchtkwaliteit. Door de hoge SIRM-waarden nabij de spoorwegen kan geconcludeerd worden dat spoorverkeer zorgt voor een verhoogde vrijgave van magnetische deeltjes in de atmosfeer.

Wat betreft de metaalconcentraties werd een significante daling van Mo gemeten met toenemende afstand tot de spoorweg. Verhoogde Mo-concentraties in de nabijheid van spoorwegen werden ook waargenomen door Burkhardt et al. (2007) en Staszewski et al. (2015). Beide studies geven aan dat Mo wordt vrijgegeven door abrasie tussen de wielen en sporen.

De concentraties van Al, Cd, Co, Fe, Mn en Zn vertoonden een daling met toenemende afstand tot de spoorweg voor de locaties die gelegen waren in de windrichting (overheersend NNO voor de beschouwde periode) ten opzichte van de spoorweg. Voor Cd, Co en Mn vond dit afstandseffect plaats op de eerste 15 m vanaf de spoorweg, voor de andere metalen was er geen duidelijke afstand waarneembaar. Dit interactie-effect was het grootst voor Fe, gevolgd door Al, Mn, Cd, Zn en Co. Deze resultaten tonen aan dat de verhoogde concentraties voor Al, Cd, Co, Fe, Mn en Zn afkomstig zijn van atmosferische depositie van de spoorweg en dat deze partikels meegevoerd worden door de overheersende windrichting. De verhoogde concentraties van Cd, Fe, Mn en Zn afkomstig van spoorwegen is conform met eerder onderzoek (Chillrud et al., 2005; Lorenzo et al., 2006; Bukowiecki et al. 2007; Burkhardt et al., 2007; Gehrig et al., 2007; Burkhardt et al., 2008; Kang et al., 2008; Liu et al., 2009; Wilkomirski et al., 2011). Deze verhoogde concentraties zijn afkomstig van abrasie tussen wielen en sporen en tussen pantograaf en bovenleidingen (Lorenzo et al., 2006; Bukowiecki et al., 2007; Burkhardt et al., 2007; Liu et al., 2009;; Zhang et al., 2012b, Staszewski et al.,

2015). Verhoogde concentraties van Fe en Mn worden door Lorenzo et al. (2006), Bukowiecki et al. (2007) en Liu et al. (2009) toegewezen aan de abrasie tussen wielen en sporen. Vrijgave van Al door spoorverkeer werd ook gevonden door Lorenzo et al. (2006). Zij toonden aan, door de analyse van PM₁₀-stalen genomen langsheen spoorwegen, dat de emissies afkomstig van treinverkeer gedomineerd werden door ijzerpartikels (67%), gevolgd door aluminium- (23%) en calciumpartikels (10%). Enkel voor Co werd er nog geen effect van het spoorverkeer waargenomen. Zhang et al. (2013) vonden echter dat de concentraties van Co in de bodem niet beïnvloed werden door het spoorverkeer. Ook in de studie van Wilkomirski et al. (2011) werden er enkel lage Co-waarden gemeten in bodem en planten langsheen de spoorweg. De Co-concentraties gemeten op sla zijn lager in vergelijking met de waarden gemeten door Wilkomirski et al. (2011). Het waseffect was ook het laagste voor Co in vergelijking met de andere elementen. De invloed van het spoorverkeer op Co wordt echter ook bevestigd door de hoge correlaties tussen Co, Al en Fe onderling. Deze correlaties geven aan dat de elementen van eenzelfde bron afkomstig zijn, in dit geval de spoorweg.

Pb-concentraties vertoonden een stijging met toenemende afstand tot de spoorweg. Dit in tegenstelling met de verhoogde Pb-concentraties die in verschillende andere studies wel gemeten werden nabij spoorwegen (Ma et al., 2009; Zhang et al., 2012a; Zhang et al., 2012b, Chen et al., 2014a; Chen et al., 2014b). Hoewel de Mn-concentraties daalden met toenemende afstand tot de spoorweg voor locaties die windafwaards gelegen waren, werd er een significante tendens van stijgende concentraties met toenemende afstand tot de spoorweg waargenomen wanneer alle locaties werden beschouwd. Eenzelfde tendens werd waargenomen voor Zn en Cd, maar bleek niet significant. Aangezien de transecten werden uitgezet in maïsvelden kan het gebruik van bestrijdingsmiddelen een belangrijke factor zijn. In een studie van Zoffoli et al. (2013) werd ondervonden dat bestrijdingsmiddelen hoge concentraties aan metalen bevatten (voornamelijk As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Fe, Mn, Ni, Pb en Zn). De invloed van wegverkeer kan hier worden uitgesloten, omdat de locaties enkel gedeeltelijk begrensd werden door een gemeenteweg of zelfs helemaal ontoegankelijk waren voor gemotoriseerd verkeer.

Ook aan de hand van bodemstalen in de moestuinen werd de vrijstelling van metalen door de spoorweg onderzocht. Voor de totale fractie aan Cd, Cr, Fe en Zn werd een significante daling van de concentraties waargenomen met toenemende afstand tot de spoorweg. Deze waarden bevestigen het effect van spoorverkeer op de concentraties van Cd, Fe en Zn. De hoge Cr-concentraties nabij de spoorwegen werden ook terug gevonden in andere studies (Gehrig et al., 2007; Burkhardt et al., 2007; Liu et al., 2009; Ma et al., 2009; Zhang et al., 2012a, 2012b; Chen et al., 2014a, 2014b).

6.1.2 Het effect van een barrière

De sla gekweekt in de serres vertoonde significant lagere waarden dan sla gekweekt in openlucht voor Al- en Fe-concentraties in periode 1 en SIRM-waarden in beide periodes. Deze resultaten tonen aan dat, net zoals bij de resultaten voor maïs, de waarden van deze elementen verhoogd worden door atmosferische depositie gegenereerd door spoorverkeer. Naast het rechtstreekse effect van atmosferische depositie van metalen afkomstig van de spoorwegen, tonen de resultaten ook aan dat de atmosferische depositie van deze elementen

verminderd kan worden door de aanwezigheid van een fysieke barrière zoals een serre. In onderzoek van Säumel et al. (2012) werd het belang van atmosferische depositie afkomstig van autoverkeer aangetoond als een belangrijke bron van contaminatie bij stedelijke gewassen. Hierbij bleken barrières, zoals bebouwing of hoge vegetatie, tussen de gekweekte groenten en het verkeer te zorgen voor daling van de gemeten elementconcentraties in de groenten.

6.1.3 Het effect van het substraat

De elementen Al, Cd, Co, Cu, Fe en Zn vertoonden significant hogere concentraties in de sla gekweekt in volle grond dan de sla gekweekt in potgrond. Dit illustreert dat er voor deze metalen opname vanuit de bodem plaatsvond. In een studie van Pandey & Pandey (2009), uitgevoerd op planten gekweekt in een serre en in openlucht in de stad Udaipur in Indië, werd er echter aangetoond dat atmosferische depositie de belangrijkste bijdrage levert voor de toename van de metaalconcentraties in eetbare plantdelen. De opname van zware metalen was bij Pandey & Pandey het hoogst voor Zn gevolgd door Pb, Cu, Ni en Cd en waren maximaal in bladeren.

Voor de Cd-concentraties was het verschil tussen een bak met potgrond en volle grond het grootst. Voor dit element werd zelfs in alle slastalen in volle grond in de locatie Kasteelstraat het Europees maximumgehalte overschreden. Op deze locatie werden ook hoge waarden gemeten voor het totaalgehalte aan Cd in de bodem. Ook voor de locatie Meidreef werden overschrijdingen van het Europees maximumgehalte teruggevonden in de slastalen gekweekt in volle grond. Voor deze locatie werden echter geen hoge waarden teruggevonden in de bodem. Hoewel het hoogste totaalgehalte aan Cd werd gemeten op de locatie Saffierstraat, werd het maximumgehalte niet overschreden in sla gekweekt in volle grond. Echter, door Li et al. (2015) werd gevonden dat Cd-concentraties, van groenten gekweekt in de nabijheid van een afvalverbrandingsoven, groter waren voor de bovengrondse plantdelen dan voor de wortels. Deze resultaten suggereren dat opname via het blad een belangrijke opname pathway is voor Cd door groenten.

Om een duidelijker beeld te verkrijgen over de opname uit de bodem, werden er correlaties gemeten tussen de concentraties van de slastalen en die van de bodem. Hierbij werden echter geen correlaties teruggevonden voor Al, Cd, Co, Cu of Fe. Correlaties tussen bodem en plant zijn echter moeilijk terug te vinden, door de invloed van tal van factoren zoals klei-, organischestof- en carbonaatgehalte en bodem-pH (Peris et al., 2007; Gommers et al., sd). Voor de Zn-concentraties werden er wel significante correlaties waargenomen. Voor gewassen en ongewassen sla gekweekt in volle grond en openlucht waren er hoge correlaties met respectievelijk het totaalgehalte in de bodem en de bio-beschikbare fractie bepaald door CaCl_2 . De correlatie tussen de gewassen stalen en de bio-beschikbare fractie in de bodem bevestigt de opname van Zn uit de bodem. Echter, mogelijk was er ook een deel van de atmosferische depositie opgenomen in het blad, waardoor deze niet verwijderd werd tijdens het wassen. Een studie van Urbat et al. (2004) toonde aan dat de regen niet alle afgezette PM kon verwijderen op dennennaalden (*Pinus nigra*), omdat de partikels werden opgenomen door de waslaag, door trichomen of via de stomatale openingen.

Er werden significant hogere Mn-concentraties teruggevonden in de sla gekweekt in een bak met potgrond. Mogelijks is dit te verklaren door de complexeerbare fractie gemeten door EDTA-extractie. Voor deze fractie waren de Mn-concentraties gemeten in de potgrondstalen gemiddeld 62% hoger dan de concentraties van de bodemstalen

6.1.4 Het effect van het wassen

Het wassen van de sla bleek de waarden van Al, Co, Fe, Pb en SIRM significant te verlagen. Bovendien was dit waseffect voor Al, Co, Fe en SIRM significant groter bij sla gekweekt in openlucht dan bij sla gekweekt in de serre. Deze resultaten bevestigen dat de atmosferische depositie van het treinverkeer bijdraagt tot een verhoogd gehalte van de bovengenoemde elementen. Bovendien toont het significante waseffect aan dat een deel van de partikels accumuleren op het bladoppervlak van de sla en niet geabsorbeerd worden door het sla-oppervlak. Hiernaast waren de concentraties van Al, Fe en Pb en de SIRM-waarden, gemeten in een bak met potgrond, voor ongewassen sla gekweekt in een serre lager dan de waarden voor gewassen sla in openlucht. Voor deze elementen kon het wassen de waarden van de blootgestelde sla niet terugbrengen tot eenzelfde niveau als de niet blootgestelde sla.

Voor Al, Fe en SIRM werd het effect van atmosferische depositie afkomstig van het spoorverkeer reeds aangetoond. Ook de verhoging van Pb-concentraties door spoorverkeer wordt bevestigd in verschillende studies (Ma et al., 2009; Zhang et al., 2012a, 2012b; Chen et al., 2014a, 2014b).

Voor de Co- en Fe-concentraties en de SIRM-waarden was het waseffect voor de sla gekweekt in volle grond significant groter dan de sla gekweekt in een bak potgrond. Mogelijks speelt hier de resuspensie of het opspatten van eerder afgezet materiaal in de bodem een rol.

Hoewel het waseffect op de Zn-concentraties niet significant was, werd er wel een significant hoger waseffect gemeten in openlucht dan in de serre. Deze resultaten tonen aan dat de atmosferische depositie van de spoorweg in beperkte mate bijdraagt aan de Zn-concentraties. Deze tendens van verhoogde Zn-concentraties nabij spoorwegen wordt bevestigd in verschillende studies (Liu et al. (2009); Ma et al. (2009); Wilkomirski et al. (2011); Zhang et al. (2012a); Zhang et al. (2012b); Zhang et al. (2013)).

In tegenstelling met de resultaten voor Al, Co, Fe en Pb, werden er voor Cu significant hogere waarden gemeten in gewassen stalen dan in ongewassen stalen. Dit effect was bovendien groter voor sla gekweekt in een serre dan in openlucht. Ook voor de Cd-concentraties werden hogere waarden bekomen in gewassen sla dan in ongewassen sla, maar dit enkel voor sla gekweekt in volle grond. Omdat het waseffect hier niet bijdraagt tot een verlaging van de concentraties, kunnen we voor Cd stellen dat de opname voornamelijk via de grond plaatsvond. Een verklaring voor de hogere waarden gemeten op gewassen stalen in vergelijking met ongewassen stalen werd hier niet gevonden.

Voor Mn was het waseffect groter voor sla gekweekt in een bak potgrond dan sla gekweekt in volle grond. Omdat de Mn-concentraties reeds werden gelinkt aan opname vanuit de

potgrond, kan het waseffect voor potgrond mogelijk verklaard worden door de aanwezigheid van zandpartikels op de ongewassen sla.

6.2 Vergelijking van de bekomen waarden met andere studies

6.2.1 Metaalconcentraties

De concentraties van Cd, Co, Cu, Mo en Zn in sla en maïs waren van eenzelfde grootteorde als de concentraties gemeten door Wilkomirski et al. (2011) in planten verzameld in de onmiddellijke omgeving van een spoorwegknooppunt in Polen. De concentraties van Fe (2.075 – 18.819 mg/kg DS) en Pb (7,49– 19,44 mg/kg DS) vertoonden echter tot tien keer hoger waarden in het onderzoek van Wilkomirski et al. (2011). De metingen in deze studie werden uitgevoerd op een belangrijk spoorwegknooppunt voor Polen, waar veel zwaar passagiers- en treinverkeer is geconcentreerd. Mogelijks biedt dit een verklaring voor de hogere concentraties aan Fe en Pb.

Voor het totaalgehalte aan metalen in de bodem werden vergelijkbare resultaten gevonden, nabij de spoorwegen, door Wilkomirski et al. (2011) voor Cd, Co, Cr, Fe, Pb en Zn. In de studie van Chen et al. (2014) werden de metaalconcentraties onderzocht op de helling van de spoorwegbermen. Hier werden vergelijkbare waarden gemeten voor Cd, Cr, Fe, Pb en Zn. Ook bij het bodemonderzoek van Liu et al. (2009), waar de ligging ten opzichte van de spoorweg werd onderzocht, werden gelijkaardige waarden bekomen voor Cd, Cu, Mn en Zn.

6.2.2 SIRM-waarden

De SIRM-waarden van de maïsstalen (bereik $29 - 429 \times 10^{-6}$ A) liggen voor het overgrote deel in de range van de waarden gemeten nabij spoorwegen door Desplenter et al. (2013). In deze studie werd voor klimop (*Hedera helix*) en prei (*Allium ampeloprasum* var. *Porrum* L.) een gemiddelde waarde van respectievelijk (113 ± 9) en $(84 \pm 17) \times 10^{-6}$ A gemeten. In een studie van Kardel et al. (2011) werden gelijkaardige waarden gevonden voor boombladeren verzameld tijdens de maand september in de stad Gent. De SIRM-waarden bedroegen gemiddeld 86×10^{-6} A voor haagbeuk (*Carpinus betulus*), 99×10^{-6} A voor linde met trichomen (*Tilia sp.*) en 46×10^{-6} A voor linde zonder trichomen. Verder is er ook een overeenkomst met de waarden gemeten door Hofman et al. (2012) voor plataan (*Platanus acerifolia*) in stedelijke omgeving. Deze waarden varieerden tussen 3,5 en $64,1 \times 10^{-6}$ A.

De hoogste SIRM-waarde van de maïsstalen werd gemeten op 5 m van de spoorweg. Deze waarde bedroeg 429×10^{-6} A. Door Kardel et al. (2012) werden gelijkaardige hoge waarden geobserveerd op een stedelijke locatie waar het tramverkeer een bocht diende te nemen. De waardes bedroegen in deze studie 351×10^{-6} A in juni en 764×10^{-6} A in september.

Voor de slastalen werden veel lagere SIRM-waarden gemeten in vergelijking met de bovenvermelde studies. Het gemiddelde voor gewassen en respectievelijk ongewassen sla bedroeg (4 ± 4) en $(12 \pm 10) \times 10^{-6}$ A. De waarden sluiten beter aan bij een studie van Hofman et al. (2014), waar de SIRM bepaald werd van gewassen en ongewassen bladeren afkomstig van platanen op een residentiële locatie. Voor de gewassen stalen werd een gemiddelde van $11,01 \times 10^{-6}$ A bekomen en voor de ongewassen stalen een gemiddelde van $28,83 \times 10^{-6}$ A.

Een mogelijke verklaring voor de lage SIRM-waarden van sla zou de relatief korte periode van blootstelling kunnen zijn. Hofman et al. (2014) hebben een sterke toename van de SIRM-waarden waargenomen gedurende het bladseizoen. Echter, Desplenter et al. (2013) stelden hogere waarden vast voor klimop blootgesteld gedurende eenzelfde periode als de sla in onze studie. Een andere mogelijke verklaring is de morfologie van slabladeren: deze hebben een glad bladoppervlak, in tegenstelling tot de bladeren van klimop en maïs welke beschikken over trichomen (Ackerfield & Wen, 2002; Bennetzen & Hake 2009). De studies van Kardel et al. (2011) en Beckett et al. (2000) toonden aan dat de depositie van fijn stof en de SIRM-waarden hoger zijn bij bladeren met trichomen.

Gelijkaardige SIRM-waarden voor bodemstalen werden in een studie van Lu et al. (2007) gemeten langsheen snel- en spoorwegen in de stad Luoyang in China. In deze studie werd een bereik van 8.393 tot $56.247 \times 10^{-6} \text{ A m}^2 \text{ kg}^{-1}$ gemeten. In een eerdere studie van Lu & Bai (2006) werden vergelijkbare waarden gemeten in een residentiële buurt met hoge populatiedichtheid in de nabijheid van centrum Hangzhou, gelegen in Oost China. De waarden varieerden daar tussen 2.099 en $40.629 \times 10^{-6} \text{ A m}^2 \text{ kg}^{-1}$.

6.3 Relatie tussen SIRM en metaalaccumulatie in plant en bodem

De slastalen vertoonden een correlatie tussen de SIRM-waarden en Pb- ($r = 0,568$), Al- ($r = 0,499$) en Fe-concentraties ($r = 0,466$). Ook Maher et al. (2008) vonden een correlatie tussen SIRM-waarden en Fe- ($r = 0,976$) en Pb-concentraties ($r = 0,871$) gemeten op berkenbladeren (*Betula pendula*) gebruikt voor de monitoring van verkeersvervuiling in Norwich, UK. Voor de maïsstalen werden enkel erg lage correlaties teruggevonden tussen de SIRM-waarden en metaalconcentraties. Zoals eerder vermeld kan het gebruik van pesticiden hierop een invloed hebben gehad.

Voor de bodemstalen werden hoge correlaties gevonden tussen de SIRM-waarden en de totaalconcentraties van Mn, Pb en Zn, respectievelijk $r = 0,78$, $r = 0,76$ en $r = 0,71$. Voor de complexeerbare fractie werden correlaties gevonden tussen SIRM en Cd ($r = 0,65$), Cu ($r = 0,51$), Pb ($r = 0,75$) en Zn ($r = 0,61$). Lu & Bai (2006) verzamelden bodemstalen voor verschillende landgebruiksklassen in de stad Hangzhou. Hierbij werden er gelijkaardige correlaties gevonden tussen de SIRM-waarden en Cd ($r = 0,564$) Cu ($r = 0,666$), Pb ($r = 0,717$) en Zn ($r = 0,722$). In de studie van Lu et al. (2007) werden lagere correlaties gemeten voor Cr ($r = 0,15$), Cu ($r = 0,21$), Pb ($r = 0,31$), Mn ($r = 0,02$) en Zn ($r = 0,08$). Deze correlaties werden gevonden voor bodemstalen verzameld voor verschillende landgebruiksklasse in de stad Luoyang in China.

De correlaties voor de sla- en bodemstalen tussen de SIRM-waarden en de bovenvernoemde metalen tonen aan dat de SIRM-waarden kunnen dienen als een goedkope en eenvoudige proxy voor inventarisatie van metaalcontaminatie in planten en bodems langsheen spoorwegen en bij uitbreiding de stad. Omwille van de hoge correlatie met Pb kunnen zeer hoge SIRM-waarden mogelijks een relevante indicatie geven voor overschrijdingen van de maximumnorm.

7 Conclusie

Uit de onderzoeksresultaten van deze masterproef kan geconcludeerd worden dat spoorwegen bijdragen tot een verhoging van de metaalconcentraties en het magnetische signaal van gewassen en bodem erlangs. Meer specifiek werden er verhoogde Al-, Cd-, Co-, Fe-, Mn-, Mo- en Zn-concentraties gemeten in sla en maïs geteeld langs het spoor en vond er een verhoging van de Cd-, Cr-, Fe- en Zn-concentraties plaats in de bodem. Ook het magnetische signaal van zowel de gewassen als de bodem worden beïnvloed door het spoorverkeer.

De verhoging van de SIRM-waarden in sla geteeld langs het spoor werd voornamelijk veroorzaakt door rechtstreekse opname door depositie. Ook voor de Al-, Fe-, Mo- en Zn-concentraties in de sla was de atmosferische depositie de belangrijkste opnameweg. De Cd-waarden in de sla werden verhoogd door opname uit de bodem. Ook voor Al, Cd, Co, Cu, Fe en Zn bleek de opname uit de bodem significant.

Van de bovengenoemde metalen is er enkel voor Cd een maximum toelaatbare concentratie opgesteld. Een overschrijding van deze maximumwaarde vond plaats bij 5 van de 127 onderzochte stalen. Deze vijf stalen waren afkomstig uit twee van de vijf onderzochte locaties. Hoewel meer onderzoek nodig is, om de exacte bron van deze overschrijding te bepalen, geeft dit toch aan dat spoorverkeer een mogelijk gevaar vormt voor de gezondheid van consumenten.

In deze studie bleken de volgende factoren het effect van de spoorwegen op de metaalconcentraties en het magnetische signaal in het gewas te beïnvloeden:

- Het gebruik van een serre kan de Al- en Fe-concentraties en de SIRM-waarden verlagen.
- Het kweken in een bak met potgrond kan de concentraties van Al, Cd, Co, Cu, Fe en Zn te verlagen.
- Het wassen van de groenten draagt bij tot een verlaging van de Al-, Co-, Fe- en Pb-concentraties en het magnetische signaal.
- Het is belangrijk om voldoende afstand te houden tot de spoorweg en enkel te telen in een windopwaartse locatie ten opzichte van het spoor. De combinatie van deze twee maatregelen kan de concentraties van Al, Cd, Co, Fe, Mn, Mo en Zn verlagen.

Door het toepassen van één of meerdere van deze maatregelen zou het effect van de spoorwegen op de metaalconcentraties in gewassen kunnen worden gereduceerd. Op basis van de resultaten uit deze studie kunnen *best practice*-aanbevelingen worden geformuleerd.

Tot slot volgt uit deze studie dat magnetische biomonitoring (en de SIRM in het bijzonder) kan dienen als een goedkope en eenvoudige proxy voor inventarisatie van de Al-, Fe- en Pb-concentraties in planten en de Mn-, Pb- en Zn-concentraties in bodems langs het spoor en bij uitbreiding de stad.

8 Verder onderzoek

In deze studie werden er overschrijdingen gemeten voor de maximaal toelaatbare hoeveelheid Cd in gewassen bladgroenten. Er is meer onderzoek nodig om na te gaan of het spoorverkeer hier aan de basis ligt.

In deze studie is er een duidelijk effect van de spoorweg aangetoond. Verder onderzoek zou zich enerzijds kunnen richten op de bepaling van de afstand tot waar het effect van de spoorweg reikt. Anderzijds kan de invloed van de intensiteit van het treinverkeer, het soort treinverkeer (elektrische treinen, diesel treinen, goederentreinen, passagierstreinen) en de ligging van de sporen (lager gelegen, gelijk gelegen, hoger gelegen) bepalen worden op de vrijgave van metaalpartikels in de omgeving.

In deze studie werd het effect van een barrière op de invloed van spoorverkeer aangetoond met behulp van een serre, het zou interessant zijn om het effect van andere mogelijke barrières te onderzoeken nabij spoorverkeer. Mogelijks wordt er bijvoorbeeld ook een barrière-effect uitgeoefend door de aanwezigheid van geluidspanelen langs de spoorweg.

Voor de concentraties van Al, Fe en Pb en de SIRM-waarden kon het wassen de waarden van de blootgestelde sla niet terugbrengen tot eenzelfde niveau als de niet blootgestelde sla. Dit impliceert dat een deel van de atmosferische depositie werd opgenomen in de plant. In verder onderzoek zou dit effect gekwantificeerd kunnen worden, omdat deze fractie door het eten van de groenten wordt opgenomen door de mens.

9 Referenties

9.1 Boeken en tijdschriften

Ackerfield, J., & Wen, J. (2002). *A morphometric analysis of Hedra L (the ivy genus, Araliaceae) and its taxonomic implications*. *Adansonia* 3, 197-212.

ADSEI (Algemene Directie Statistiek en Economische Informatie). (2008). *Bevolkingsdichtheid per gemeente op 01.01.2008*. Brussel: FOD Economie.

Alaimo, K., Packnett, E., Miles, R. A., & Kruger, D. J. (2008). *Fruit and Vegetable Intake among Urban Community Gardeners*. *Journal of Nutrition Education and Behavior*, 40(2), 94–101. doi:10.1016/j.jneb.2006.12.003

Alexander, P.D., Alloway, B.J., Dourado, A.M. (2006). *Genotypic variations in the accumulation of Cd, Cu, Pb and Zn exhibited by six commonly grown vegetables*. *Environmental Pollution* 144, 736e745.

Allaert, G., Leinfelder, H., & Verhoestraete, D. (2007). *Toestandsbeschrijving van de volkstuinen in Vlaanderen vanuit een sociologische en ruimtelijke benadering*. Universiteit Gent, Afdeling Mobiliteit en Ruimtelijke Planning. Brussel: Departement Landbouw en Visserij, afdeling Monitoring en Studie.

Alloway, B.J., (2004). *Contamination of soils in domestic gardens and allotments: a brief review*. *Land Contamination and Reclamation* 12, 179e187.

Angelova, V., Ivanova, R., Delibaltova, V., Ivanov, K. (2004). *Bio-accumulation and distribution of heavy metals in fibre crops (flax, cotton and hemp)*. *Industrial Crops and Products* 19, 197e205.

Angelova V., Ivanova R., Pevicharova G. & Ivanov K. (2010). *Effect of organic amendments on heavy metal uptake by potatoe plants*, Conferentie proceedings van 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World-Brisbane, Australië.

Arora, M., Kiran, B., Rani, S., Rani, A., Kaur, B., Mittal, N. (2008). *Heavy metal accumulation in vegetables irrigated with water from different sources*. *Food Chem.* 111, 811–815.

Azimi, S., Ludwig, A., Thévenot, D.R., Colin, J.-L. (2003). *Trace metal determination in total atmospheric deposition in rural and urban areas*. *Sci. Total Environ.* 308, 247–256.

Signal, K.L., Ashmore, M.R., Headley, A.D., Stewart, K., Weigert, K. (2007). *Ecological impacts of air pollution from road transport on local vegetation*. *Applied Geochemistry* 22, 1265-1271.

Beckett, K. P., Freer-Smith, P., Taylor, G. (2000). *Effective tree species for local airquality management*. *Journal of Arboriculture* 26 (1): 12-19

Bennetzen, J., Hake, S., (2009). *Handbook of Maize: Its Biology*. Springer.

Brown, K. H., & Jameton, A. L. (2000). *Public Health Implications of Urban Agriculture*. *Journal of Public Health Policy*, 21(1), 20–39.

Bukowiecki, N., Gehrig, R., Hill, M., Lienemann, P., Zwicky, C.N., Buchmann, B., Wiengartner, E., Baltensperger, U. (2007). *Iron, manganese and copper emitted by cargo and passenger trains in Zürich (Switzerland): Size-segregated mass concentrations in ambient air*. *Atmospheric Environment* 41, 878-889.

Burkhardt, M., Rossi, L., Chèvre, N., Boller, M., Steidle, L., Abrecht, J., Gächter, F., Knabl, S., Kuppelwieser, H. (2005). *Gewässerschutz an Bahnanlagen – Emittierte Stoffe im Normalbetrieb der SBB sowie Grundlagen zu deren Umweltverhalten (Water protection at railroads – emitted substances from regular operation of SBB and fundamentals of their environmental behavior)*. Report of the Eawag, Duebendorf, Switzerland.

Burkhardt, M., Rossi, L., Boller, M. (2008). *Diffuse release of environmental hazards by railways*. *Desalination* 226, 106-113.

- Castaldi P., Santona L. & Melis P. (2005). *Heavy metal immobilization by chemical amendments in a polluted soil and influence on white lupin growth*, Chemosphere 60(3): 365-371.
- Chen, T., Liu, X., Li, X., Zhao, K., Zhang, J., Xu, J., Shi, J., Dahlgren, R.A. (2008). *Heavy metal sources identification and sampling uncertainty analysis in a fieldscale vegetable soil of Hangzhou*. China Environ. Pollut. xxx, 1–8.
- Chen, Z., Ai, Y., Fang, C., Wang, K., Li, W., Liu, S., Li, C., Xiao, J., Huang, A. (2014a) *Distribution and phytoavailability of heavy metal chemical fractions in artificial soil on rock cut slopes alongside railways*. Journal of Hazardous Materials 273, 165-173.
- Chen, Z., Wang, K., Ai, Y.W., Li, W., Gao, H., Fang, C. (2014b). *The effects of railway transportation on the enrichment of heavy metals in the artificial soil on railway cut slopes*. Environ Monit Assess 186, 1039-1049.
- Clark, H.F., Brabander, D.J., Erdil, R.M., (2006). *Sources, sinks, and exposure pathways of lead in urban garden soil*. Journal of Environmental Quality 35, 2066e2074 (Article).
- Clark, J.J., Knudsen, A.C. (2015). *Extent, characterization, and sources of soil lead contamination in small-urban residential neighborhoods*. Journal of environmental quality.
- Csathó, P., 1994. *A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés*. MTA-TAKI, Budapest.
- Danckaert, S., Cazaux, G., Bas, L., & Van Gijsegem, D. (2010). *Landbouw in een groen en dynamisch stedengewest*. Departement Landbouw en Visserij, Monitoring en Studie. Brussel: Vlaamse Overheid.
- de Muynck, A. (2011). *Stadslandbouw en duurzame gebiedsontwikkeling*. Erasmus Universiteit Rotterdam, Stadsontwikkeling Rotterdam.
- Desplenter, K., Longueville, S., Wai Kit, T., Zevgaridids, C., (2013). *Groenten kweken nabij spoorlijnen. Is dat wel gezond?* Faculteit Wetenschappen – Departement Bio-ingenieurswetenschappen.
- EEA (European Environment Agency) (2013). *Air quality in Europe — 2013 report*. Copenhagen, Denmark: European Environment Agency.
- Europese Commissie (20 12 2006). *Verordening (EG) Nr. 1881/2006 van de commissie van 19 december 2006 tot vaststelling van de maximumgehalten aan bepaalde verontreinigingen in levensmiddelen*.
- Feleafel M.N., Mirdad, Z.M., *Hazard and effects of pollution by lead on vegetable crops*. J Agric. Environ. Ethics 26, 547-567.
- Finster, M.E., Gray, K.A., Binns, H.J. (2004). *Lead levels of edibles grown in contaminated residential soils: a field survey*. Science of the Total Environment 320, 245e257.
- Flanders, P.J., (1994). *Collection, measurement, and analysis of airborne magnetic particulates from pollution in the environment*. J. Appl. Phys. 75, 5931–5936.
- Forman, R.T., Alexander, L.E. (1998). *Roads and their major ecological effects*. Annual Review of Ecology and Systematics 29, 207e231.
- Gehrig, R., Hill, M., Lienemann, P., Zwicky, C.N., Bukowiecki, N., Weingartner, E., Baltensperger, U., Buchmann, B. (2007). *Contribution of railway traffic to local PM10 concentrations in Switzerland*. Atmospheric Environment 41, 923-933.
- Godt, J., Scheidig, F., Grosse-Siestrup, C., Esche, V., Brandenburg, P., Reich, A. and Groneberg, D. A. (2006). *The toxicity of cadmium and resulting hazards for human health*. J. Occup. Med. Toxicol. 1: 22. doi:10.1186/1745-6673-1-22.
- Gommers, G., Cornelis, C., Mosselmans, M. (sd). *Achtergronddocument bij de 'Gids voor gezonde groenten en eieren uit eigen tuin'*. Uitgevoerd in opdracht van LNE door Vito.

- Gupta, N., Khan, D.K., Santra, S.C. (2008). *An assessment of heavy metal contamination in vegetables grown in wastewater irrigated areas of Titagarh, West Bengal, India*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 4, 115–118.
- Hanegeefts, G., Leinfelder, H., Pisman, A., & Allaert, G. (2010). *Behoeftebepaling in een beperkt aantal kleine gemeenten*. Universiteit Gent, Afdeling Mobilisatie en Ruimtelijke Planning. Vlaams minister voor Plattelandsbeleid.
- Harrison, R.M., Chirgawi, M.B. (1989). *The assessment of air and soil as contributors of some metals to vegetable plants. I. use of a filtered growth cabinet*. Sci. Total Environ. 83, 13–34.
- Hassan, I.A., Basahi, J.M. (2013). *Assessing roadside conditions and vehicular emissions using roadside lettuce plants*. Pol. J. Environ. Stud. 22, 2, 387-393.
- Hofman, J., Stokkaer, I., Snauwaert, L., & Samson, R. (2012). *Spatial distribution assessment of particulate matter in an urban street canyon using biomagnetic leaf monitoring of tree crown deposited particles*. Environmental Pollution.
- Hofman, J., Stokkaer, I., Snauwaert, L., Samson, R., (2013). *Spatial distribution assessment of particulate matter in an urban street canyon using biomagnetic leaf monitoring of tree crown deposited particles*. Environ Pollut 183:123–32.
- Hofman, J., Wuyts, K., Van Wittenberghe S., Samson, R., (2014). *On the temporal variation of leaf magnetic parameters: Seasonal accumulation of leaf-deposited and leaf-encapsulated particles of a roadside tree crown*. Science of the Total Environment 493, 766-772.
- Hough, R.L., Breward, N., Young, S.D., Crout, N.M.J., Tye, A.M., Moir, A.M., Thornton, I. (2004). *Assessing potential risk of heavy metal exposure from consumption of home-produced vegetables by urban populations*. Environmental Health Perspectives 112, 215-221.
- Hunt, A., Jones, J., Oldfield, F., (1984). *Magnetic measurements and heavy metals in atmospheric particulates of anthropogenic origin*. Sci. Total Environ. 33, 129–139, in magnetic pollution mapping. Geophys. J. Int. 382 (23), 351–363.
- Infrabel (2015b). *Facts & figures 2014*. Brussel: Infrabel
- Li, N., Kang, Y., Pan, W., Zeng, L., Zhang, Q., Luo, J., (2015). *Concentration and transportation of heavy metals in vegetables and risk assessment of human exposure to bioaccessible heavy metals in soil near a waste-incinerator site, South China*. Science of the Total Environment 521-522: 144-151.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H., 2001. *Trace Elements in Soils and Plants, third ed.* CRC press, Boca Raton.
- Kachenko, A.G., Singh, B. (2006). *Heavy metals contamination in vegetables grown in urban and metal smelter contaminated sites in Australia*. Water, Air and Soil Pollution 169, 101-123.
- Kang, S., Hwang, H., Park, Y., Incheon, N.G., (2008). *Chemical Compositions of Subway Particles in Seoul, Korea Determined by a Quantitative Single Particle Analysis*. Environ. Sci. Technol. 42, 9051-9057.
- Kardel, F., Wuyts, K., Maher, B., & Samson, R. (2012, 03 8). *Intra-urban spatial variation of magnetic particles: Monitoring via leaf saturation isothermal remanent magnetisation (SIRM)*. Atmospheric Environment.
- Kardel, F., Wuyts, K., Maher, B., Hansard, R., & Samson, R. (2011). *Leaf saturation isothermal remanent magnetization (SIRM) as a proxy for particulate matter monitoring: Inter-species differences and in-season variation*. Atmospheric Environment.
- Kelly, J., Thornton, I., Simpson, P.R. (1996). *Urban Geochemistry: a study of the influence of anthropogenic activity on the heavy metal content of soils in traditionally industrial and non-industrial areas of Britain*. Applied Geochemistry 11, 363-370.

- Khan, S., Cao, Q., Zhenga, Y.M., Huang, Y.Z., Zhu, Y.G. (2008). *Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China*. Environmental Pollution 152, 686-692.
- Liu, H., Chen, L.P., Ai, Y.W., Yang, X., Yu, Y.H., Zuo, Y.B., Fu, G.Y. (2009). *Heavy metal contamination in soil alongside mountain railway in Sichuan, China*. Environ Monit Assess 152, 25-33.
- Lu, S.G., Bai, S.Q., (2006). *Study on the correlation of magnetic properties and heavy metals content in urban soils of Hangzhou City, China*. Journal of Applied Geophysics 60, 1-12.
- Lu, S.G., Bai, S.Q., Xue, Q.F., (2007). *Magnetic properties as indicators of heavy metals pollution in urban topsoils: a case study from the city of Luoyang, China*. Geophys. J. Int. 171, 568-580.
- Ma, J.H., Chu, C.j., Li, J., Song, B. (2009). *Heavy metal pollution in soils on railroad side of Zhengzhou-Putian section of Longxi-Haizhou railroad, China*. Pedosphere 19(1), 121-128.
- Maher B.A., Moore, C., Matzka, J., (2008). *Spatial variation in vehicle-derived metal pollution identified by magnetic and elemental analysis of roadside tree leaves*. Atmospheric Environment 42, 364-373.
- Mapanda, F., Mangwayana, E.N., Nyamangara, J., Giller, K.E. (2007). *Uptake of heavy metals by vegetables irrigated using wastewater and the subsequent risks in Harare, Zimbabwe*. Phys. Chem. Earth 32, 1399-1405.
- Manta, D.S., Angelone, M., Bellanca, A., Neri, R., Sprovieri, M. (2002). *Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy*. The Science of the Total Environment 300, 229-243.
- Matzka, J., & Maher, B. (1999). *Magnetic biomonitoring of roadside pollution deposition onto leaf surfaces: Temporal and inter-species magnetic analyses*. Environmental Pollution.
- McCormack, L. A., Laska, M. N., Larson, N., & Story, M. (2010). *Review of the Nutritional Implications of Farmers' Markets and Community Gardens: A Call for Evaluation and Research Efforts*. Journal of the American Dietetic Association, 1-3.
- McIntosh, G., Gómez-Paccard, M., Osete, M.L., (2007). *The magnetic properties of particles deposited on Platanus × hispanica leaves in Madrid, Spain, and their temporal and spatial variations*. Sci Total Environ 382:135-46.
- Moir, A.M., Thornton, I. (1989). *Lead and cadmium in urban allotment and garden soils and vegetables in the United Kingdom*. Environmental Geochemistry and Health 11, 113-119.
- Moreno, E., Sagnotti, L., Dinarès-Turell, J., Winkler, A., Cascella, A., (2003). *Biomonitoring of traffic air pollution in Rome using magnetic properties of tree leaves*. Atmos Environ 37:2967-77.
- Morris, W.A., Versteeg, J.K., Bryant, D.W., Legzdins, A.E., Mccarry, B.E., Marvin, C.H., (1995). *Preliminary comparisons between mutagenicity and magnetic susceptibility of respirable airborne particulate*. Atmos. Environ. 29, 3441-3450.
- Murray, H., Thompson, K., Macfie, S.M. (2009). *Site- and species-specific patterns of metal bioavailability in edible plants*. Botany 87, 702-711.
- Norra, S., Weber, A., Kramar, U., Stüben, D. (2001). *Mapping of trace metals in urban soils*. Journal of Soils and Sediments 1, 77-97.
- Osborne, M., Montague, M., (2005). *The potential for water pollution from railways*, Report CIRIA C643, CIRIA, London, UK.
- Pandey, S.K., Tripathi, B.D., Prajapati, S.K., Mishra, V.K., Upadhyay, A.R., Rai, P.K., Sharma, A.P., (2005). *Magnetic properties of vehicle derived particulates and amelioration by Ficus infectoria: a keystone species*. Ambio 34 (8), 645-647.

- Pandey, J., Pandey, R., Shubhashish, K., (2009). *Air-borne heavy metal contamination to dietary vegetables: a case study from India*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 83 (6), 931–936.
- Pandey, J., Pandey, U. (2009). *Accumulation of heavy metals in dietary vegetables and cultivated soil horizon in organic farming system in relation to atmospheric deposition in a seasonally dry tropical region of India*. Environ. Monitor. Assess. 148, 61–74.
- Pandey, R., Shubhashish, K., & Pandey, J. (2012). *Dietary intake of pollutant aerosols via vegetables influenced by atmospheric deposition and wastewater irrigation*. Ecotoxicology and Environmental Safety (76), 200–208.
- Peris, M., Micó, C., Recatalá, L., Sánchez, R., Sánchez, J. (2007). *Heavy metal contents in horticultural crops of a representative area of the European Mediterranean region*. Science of the Total Environment 378, 42e48.
- Petrovsky, E., Ellwood, B.B., (1999). *Magnetic monitoring of pollution of air, land and waters*. In: Maher, B.A., Thompson, R. (Eds.), Quaternary Climates, Environments and Magnetism. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 279–322.
- Pope, L.C., Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito, K., (2002). *Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution*. JAMA 287:1132–41.
- Pruvot, C., Douay, F., Hervé, F., Waterlot, Ch. (2006). *Heavy metals in soil, crops and grass as a source of human exposure in the former mining areas*. Journal of Soils Sediments 6, 215e220.
- Purves, D., Mackenzie, E.J. (1970). *Enhancement of trace-element content of cabbages grown in urban areas*. Plant and Soil 33, 483e485.
- Rai, P.K., (2013). *Environmental magnetic studies of particulates with special reference to biomagnetic monitoring using roadside plant leaves*. Atmos. Environ. 72, 113–129.
- Quayle, H. (2008). *The true value of community farms and gardens: social, environmental, health and economic*. Federation of City Farms and Community Gardens. Bristol: The GreenHouse.
- Qadir, M., Ghafoor, A., Murtaza, G. (2000). *Cadmium concentration in vegetables grown on urban soils irrigated with untreated municipal sewage*. Environment, Development and Sustainability 2, 11e19.
- Sant’Ovaia, H., Lacerda, M.J., Gomes, C., (2012). *Particle pollution – an environmental magnetism study using biocollectors located in northern Portugal*. Atmos. Environ. 61, 340–349.
- SBB, (1993). *Gleisabwässer und Gewässerschutz (Runoff from railway tracks and water protection)*, Report of Swiss Federal Railways SBB, Bern, Switzerland.
- Sharma, R.K., Agrawal, M., Marshall, F. (2007). *Heavy metal (Cu, Zn, Cd and Pb) contamination of vegetables in urban India: A case study in Varanasi*. Ecotoxicology and Environmental 66, 258e266.
- Shinn, N.J., Bing-Canar, J., Cailas, M., Peneff, N., Binns, H.J. (2000). *Determination of spatial continuity of soil lead levels in an urban residential neighborhood*. Environmental Research 81, 1e7.
- Singh, A., Sharma, R.K., Agrawal, M., Marshall, F.M. (2010). *Health risk assessment of heavy metals via dietary intake of foodstuffs from the wastewater irrigated site of a dry tropical area of India*. Food Chem. Toxicol. 48, 611–619.
- Singh, R.K., Agrawal, M. (2005). *Atmospheric deposition around a heavily industrialized area in a seasonally dry tropical environment of India*. Environ. Pollut. 138, 142–152.
- Sipter, E., Rozsa, E., Gruiz, K., Tatrai, E., Morvai, V. (2008). *Site-specific risk assessment in contaminated vegetable gardens*. Chemosphere 71, 1301e1307.
- Staszewski, T., Malawska, M., Studnik-Wojcikowska, B., Galera, H., Wilkomirski, B. (2015). *Soil and plants contamination with selected heavy metals in the area of a railway junction*. Archives of Environmental Protection Vol. 41 no. 1, 35–42.

- Szolnoki, Zs., Farsang, A., Puskas, I. (2013). *Cumulative impacts of human activities on urban garden soils: Origin and accumulation of metals*. Environmental Pollution 177, 106-115.
- Thornton, I. (1991). *Metal contamination of soils in urban areas*. In: Bullock, P., Gregory, P.J. (Eds.), *Soils in the Urban Environment*. Blackwell, Oxford, pp. 47-75.
- Urbat, M., Lehndorff, E., Schwark, L., (2004). *Biomonitoring of air quality in the Cologne conurbation using pine needles as a passive sampler – Part I: magnetic properties*. Atmospheric Environment 38, 3781-3792.
- Van Ranst, E., Verloo, M., Demeyer, A., & Pauwels, J. (1999). *Manual for the Soil Chemistry and Fertility Laboratory-Analytical Methods for Soils and Plants, Equipment, and Management of Consumables*. Ghent: NUGI 835.
- Van Veenhuizen, R. (2006). *Cities Farming for the Future, Urban Agriculture for Green and Productive Cities*. RUAF Foundation, IDRC and IIRR.
- VMM (Vlaamse Milieu Maatschappij) (2013a). *Luchtkwaliteit in het Vlaamse Gewest. Jaarverslag Immissiemeetnetten-2012*.
- Voutsas, D., Grimanis, A., Samara, C. (1996). *Trace elements in vegetables grown in an industrial area in relation to soil and air particulate matter*. Environ. Pollut. 94, 325–335.
- Vukovic, G., Uroseciv, M.A., Goryainova, Z., Pergal, M., Skrivanj, S., Samson, R., Popovic, A., (2015). *Active moss biomonitoring for extensive screening of urban air pollution: Magnetic and chemical analyses*. Science of the Total Environment 521-522, 200-210.
- Wang, S., Mulligan, C.N. (2006). *Occurrence of arsenic contamination in Canada: sources, behavior and distribution*. Science of the Total Environment 336, 701-721
- Wang, G., Oldfield, F., Xia, D., Chen, F., Liu, X., Zhang, W., (2012). *Magnetic properties and correlation with heavy metals in urban street dust: A case study from the city of Lanzhou, China*. Atmospheric Environment 46, 289-298.
- Walker D.J., Clemente R., Roig A. & Bernal M.P. (2003). *The effects of soil amendments on heavy metal bioavailability in two contaminated Mediterranean soils*, Environmental Pollution 122(2): 303-312.
- WHO (World Health Organization) (2006). *Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide*. Global update 2005. Copenhagen: World Health Organization.
- Wong, C.S.C., Li, X., Thornton, I. (2006). *Urban environmental geochemistry of trace metals*. Environmental Pollution 142, 1-16.
- Wuzhong, N., Haiyan, M., Jixiu, H., Xinxian, L. (2004). *Heavy metal concentrations in vegetable garden soils from the suburb of Hangzhou, People's Republic of China*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 72, 165-169.
- Zhang, C., Qiao, Q., Piper, J.D.A., Huang, B., (2011). *Assessment of heavy metal pollution from a Fe-smelting plant in urban river sediments using environmental magnetic and geochemical methods*. Environmental Pollution 159, 3057-3070.
- Zhang, H., Wang, Z., Zhang, Y., Hu, Z. (2012a). *The effects of the Qinghai-Thibet railway on heavy metals enrichment in soil*. Science of the Total Environment 439, 240-248.
- Zhang, H., Zhang, Y., Wang, Z., Ding, M. (2012b). *Heavy metal enrichment in the soil along the Delhi-Ulan section of the Qinghai-Tibet railway in China*. Environ Monit Assess.
- Zhang, C., Qiao, Q., Appel, E., Huang, B., (2012c). *Discriminating sources of anthropogenic heavy metals in urban street dusts using magnetic and chemical methods*. Journal of Geochemical Exploration 119-120, 60-75.

Zoffoli, H., Amaral-Sobrinho, N., Zonta, E., Luisi, M., Marcon, G., Tolon-Becerra, A. (2013). *Inputs of heavy metals due to agrochemical use in tobacco fields in Brazil's southern Region*. Environmental Monitoring Assessment 185, 2423-2437.

Zuur, A., Ieno, E., Walker, N., Saveliev, A., & Smith, G. (2009). *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. New York: Springer.

9.2 Websites, e-mails, e.a.

Agif. (2014, 06 18). *Gewestplan*. Opgeroepen op 04 12, 2015, van Geopunt Vlaanderen: http://www.geopunt.be/kaart?viewer=Gewestplan_app/index.html

ATSDR (Agency for Toxic Substances & Disease Registry) (2014, 03 25). *ATSDR Toxic Substances Portal*. Opgeroepen op 08 04 2015, van ATSDR: <http://www.atsdr.cdc.gov/substances/index.asp>

Infrabel. (2015a). *Frequentie treinverkeer*. Brussel: Infrabel.

Interbestuurlijk PlattelandsOverleg. (sd). *Projecten*. Opgehaald van Interbestuurlijk PlattelandsOverleg: <http://www.ipo-online.be/Projecten/lopendeprojecten/Volkstuinen%20in%20Vlaanderen/Pages/volkstuinieren.aspx>

IPCS (2005–2007). *Cadmium, cadmium chloride, cadmium oxide, cadmium sulphide, cadmium acetate, cadmium sulphate*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (International Chemical Safety Cards 0020, 0116, 0117, 0404, 1075 and 1318; <http://www.who.int/ipcs/publications/icsc/en/index.html>).

IPCS (1992). *Cadmium*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 134; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc134.htm>).

Koninklijk Meteorologisch Instituut. (2015). *Huidig klimaat België: voorbije maanden*. Opgeroepen op 03 31, 2015, van <http://www.meteo.be/meteo/view/nl/1124386-Voorbije+maanden.html>

LNE (Departement Leefmilieu, Natuur en Energie), (sd). *Gezond uit eigen grond*. Opgeroepen op 2 08 2015, van <http://www.gezonduiteigengrond.be>

MMK (Medisch Milieukundigen), (2013). *Wat is fijn stof?* Opgeroepen op 03 27 2013, van Medisch Milieukundigen: <http://www.mmk.be/vrij.cfm?Id=194>

NMBS (2010, 5 4). *175 jaar Belgische spoorwegen*. Opgeroepen op 8 4, 2015, van NMBS: <http://www.b-rail.be/php/press/index.php?lang=N&task=view&id=1932>

UNEP (2008). *Draft final review of scientific information on cadmium*. United Nations Environment Programme, Chemicals Branch (http://www.chem.unep.ch/Pb_and_Cd/SR/Draft_final_reviews/Cd_Review/Final_UNEP_Cadmium_review_Nov_2008.pdf).

VILT (Vlaams infocentrum land- en tuinbouw). (2015, 5 13). *Nieuw*. Opgeroepen op 7 24, 2015, van vilt: <http://www.vilt.be/schauvliege-maakt-opnieuw-geld-vrij-voor-volkstuinen>

VILT (Vlaams infocentrum land- en tuinbouw). (2015, 06 01). *Schauvliege wil meer aandacht voor schoolmoestuintjes*. Opgeroepen op 07 25, 2015, van VILT: <http://www.vilt.be/schauvliege-wil-meer-aandacht-voor-schoolmoestuintjes>

VLAREBO (Vlaams Reglement rond de Bodemsanering). (14/12/2007). Besluit van de Vlaamse Regering houdende vaststellingen van het Vlaams reglement betreffende de bodemsanering en de bodembescherming. Opgeroepen op 8 16 2015, van Vlaanderen: <https://navigator.emis.vito.be/mijn-navigator?wold=23677>

VMM (Vlaamse Milieu Maatschappij), (2013b). *Luchtvervuilende stoffen*. Opgeroepen op 3 27 2013, van VMM: <http://www.vmm.be/lucht/luchtvervuilende-stoffen/fijn-stof>

10 Bijlagen

Bijlage 1: Frequentie van het treinverkeer nabij de onderzochte volkstuinen



Frequentie treinverkeer

Als een adres in de buurt ligt van meer dan één lijn, dan hebben wij de treinritten voor allebei opgeteld. Onze tellingen zijn gebaseerd op de geplande dienstregeling. Er is dus geen rekening gehouden met konvooien (bv. werktrein, omleidingen e.d.).

Kardelaan 48, 2180 Antwerpen is vlakbij het station Ekeren (automatisch registratiepunt).

	Reizigerstreinen		Goederentreinen		Losse ritten (locomotieven zonder vracht)	
	Totaal	Tussen 00u - 06u en 22u-00u	Totaal	Tussen 00u - 06u en 22u-00u	Totaal	Tussen 00u - 06u en 22u-00u
Maandag	138	12	10	0	10	5
Dinsdag	106	10	13	3	10	6
Woensdag	111	11	16	5	12	7
Donderdag	106	10	13	4	10	6
Vrijdag	106	10	15	5	12	8
Zaterdag	68	6	10	4	5	4
Zondag	68	6	1	0	3	2

Kasteelstraat 44, 2540 Hove (ligt tussen Kontich en Hove). Wij kozen Hove als referentiepunt.

	Reizigerstreinen		Goederentreinen		Losse ritten (locomotieven zonder vracht)	
	Totaal	Tussen 00u - 06u en 22u-00u	Totaal	Tussen 00u - 06u en 22u-00u	Totaal	Tussen 00u - 06u en 22u-00u
Maandag	363	33	61	13	10	8
Dinsdag	306	31	101	45	16	7
Woensdag	307	31	108	48	12	7
Donderdag	306	31	97	45	14	7
Vrijdag	308	32	107	46	13	7
Zaterdag	204	25	51	34	7	4
Zondag	205	24	2	1	5	4

Luitersheide 46, 2547 Lint. Dit adres ligt langs lijn 13. Wij hebben bijgevolg het aantal treinen geteld aan de vertakking Lint. In principe rijden hier enkel de treinen Turnhout – Brussel (en verder) over of treinen Neerpelt – Blankenberge. Deze lijn wordt eveneens gebruikt bij verstoring van de lijn naar Antwerpen als omleidingsweg.

	Reizigerstreinen		Goederentreinen		Losse ritten (locomotieven zonder vracht)	
	Totaal	Tussen 00u - 06u en 22u-00u	Totaal	Tussen 00u - 06u en 22u-00u	Totaal	Tussen 00u - 06u en 22u-00u
Maandag	38	3	0	0	1	0
Dinsdag	38	3	2	0	1	0
Woensdag	38	3	0	0	1	0
Donderdag	38	3	2	0	1	0
Vrijdag	38	3	0	0	1	0
Zaterdag	4	0	0	0	0	0
Zondag	5	0	0	0	1	1

Meidreef 44, 2547 Lint. Dit adres ligt aan de hoofdsporen van Mechelen naar Antwerpen. Hier hebben we Duffel Station als referentiepunt genomen (om ook de treinen van en naar Turnhout te kunnen meetellen).

	Reizigerstreinen		Goederentreinen		Losse ritten (locomotieven zonder vracht)	
	Totaal	Tussen 00u - 06u en 22u-00u	Totaal	Tussen 00u - 06u en 22u-00u	Totaal	Tussen 00u - 06u en 22u-00u
Maandag	401	36	61	13	9	8
Dinsdag	344	34	103	45	15	7
Woensdag	345	34	108	48	11	7
Donderdag	344	34	99	45	13	7
Vrijdag	346	35	107	46	12	7
Zaterdag	208	25	51	34	7	4
Zondag	210	24	2	1	6	5

Drabstraat 264, 2640 Mortsel. Dit is een lastige want het adres ligt tussen verschillende lijnen / stations, in een bocht tussen lijn 27 (Mortsel-Liersesteenweg) en de lijn die van Mortsel komt. Lijn 15 Antwerpen – Lier ligt iets verder af.



We hebben die samengeteld met deze cijfers als gevolg:

	Reizigerstreinen		Goederentreinen		Losse ritten (locomotieven zonder vracht)	
	Totaal	Tussen 00u - 06u en 22u-00u	Totaal	Tussen 00u - 06u en 22u-00u	Totaal	Tussen 00u - 06u en 22u-00u
Maandag	286	28	60	12	9	6
Dinsdag	289	31	101	44	15	5
Woensdag	289	31	108	47	11	5
Donderdag	289	31	97	45	13	5
Vrijdag	289	31	107	45	9	4
Zaterdag	142	16	52	34	3	2
Zondag	140	13	4	0	2	1

Saffierstraat 172, 2600 Antwerpen. Dit is eveneens een lastige aangezien het adres ligt aan de uitrit van het station Antwerpen-Berchem meer bepaald waar de lijnen 15 (naar Boechout en Lier) en de lijn 27 (Mortsel-Liersesteenweg) samen komen. Ook hier werd er samengeteld.

	Reizigerstreinen		Goederentreinen		Losse ritten (locomotieven zonder vracht)	
	Totaal	Tussen 00u - 06u en 22u-00u	Totaal	Tussen 00u - 06u en 22u-00u	Totaal	Tussen 00u - 06u en 22u-00u
Maandag	254	0	119	0	14	0
Dinsdag	442	0	164	0	22	0
Woensdag	255	0	179	0	26	0
Donderdag	255	0	165	0	18	0
Vrijdag	255	0	183	0	14	0
Zaterdag	140	0	100	0	4	0
Zondag	140	0	19	0	2	0

Bijlage 2: Extractie bodemstalen met EDTA (Van Ranst et al., 1999)

2.2 Ammonium acetate-EDTA pH 4.65

Reagents and consumables

Extraction solution, 0.5 M NH₄OAc + 0.5 M HOAc + 0.02 M EDTA, pH 4.65: dissolve successively in a beaker containing ± 3 L water:

– 192.5 g ammonium acetate (CH₃COONH₄);

– 125 mL glacial acetic acid (CH₃COOH);

– 29.225 g EDTA acid (ethylene diamine tetra-acetic acid); the H₄Y form (not Na₂H₂Y!) (22*).

Verify the pH and – if necessary – adjust with aqueous ammonia diluted 1/3 (v/v) and/or acetic acid diluted 1/3 (v/v). Quantitatively transfer into a 5 L volumetric flask and dilute to the mark with water.

Use a static-free magnetic stirrer.

(cf. remark 1).

Filter paper Whatman 40, diam. 125 mm or the equivalent.

Apparatus and glassware

Balance, prec. 0.01 g.

Agitating table.

Erlenmeyers, 250-300 mL.

Funnels.

Polyethylene flasks, 100 mL with stoppers.

EDTA is commercially available under the name of COMPLEXON II, IDRANAL II and TITRIPLEX II.

Procedure

1. Transfer 20.00 g air-dried soil and 100 mL of extraction solution into a 250 mL erlenmeyer.
2. Shake for 30 min. on an agitating table.
3. Filter into a polyethylene flask.

* For organic soils, the extraction ratio is 1/20 instead of 1/5. The amount of sample becomes 5 g and the volume of the extraction solution remains at 100 mL.

Bijlage 3: Extractie bodemstalen met CaCl_2 (Van Ranst et al., 1999)

18.2.5 CaCl_2 (0.01 M)

Reagents and consumables

1. Extraction solution, 0.01 M CaCl_2 : dissolve 2.94 g calcium chloride ($\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) in ± 1 L of distilled water. Quantitatively transfer into a 2 L volumetric flask and dilute to the mark with water. This solution is stable for several months.
2. Filter papers Whatman 40, diam. 125 mm or the equivalent.

Apparatus and glassware

Cf. section 18.2.2.

Procedure

1. Transfer 10.00 g air-dried soil and 50 mL of extraction solution into a 250 mL erlenmeyer.
2. Shake for 2 h on an agitating table.
3. Filter into a polyethylene flask. Acidify the extract with some drops concentrated nitric acid.

→ maatsoel
0,01M CaCl_2

Bijlage 4: Frequentie van het treinverkeer nabij de gradiënten aangelegd in maïsvelden



Frequentie treinverkeer

Deze cijfergegevens zijn op basis van de voorziene dienstregelingen. Zij houden geen rekening met extra treinen, toeristische treinen, omleidingen, werktreinen...

Station Kuikuit, Kalmthout

	Reizigerstreinen		Goederentreinen		Losse ritten (locomotieven zonder vracht)	
	Totaal	Tussen 00u - 06u en 22u-00u	Totaal	Tussen 00u - 06u en 22u-00u	Totaal	Tussen 00u - 06u en 22u-00u
Maandag	138	10	58	8	10	5
Dinsdag	106	9	64	12	11	6
Woensdag	111	10	71	18	13	8
Donderdag	106	9	72	20	11	6
Vrijdag	106	9	75	25	12	8
Zaterdag	68	5	55	20	5	4
Zondag	68	5	8	3	3	2

Spoorweglaan in Duffel

De treinen werden in het station Duffel geteld (zowel lijn 25 als 27)

	Reizigerstreinen		Goederentreinen		Losse ritten (locomotieven zonder vracht)	
	Totaal	Tussen 00u - 06u en 22u-00u	Totaal	Tussen 00u - 06u en 22u-00u	Totaal	Tussen 00u - 06u en 22u-00u
Maandag	402	36	68	15	7	6
Dinsdag	345	34	116	52	16	7
Woensdag	346	34	117	54	11	7
Donderdag	345	34	112	48	14	7
Vrijdag	347	35	115	50	11	6
Zaterdag	208	25	55	37	8	5
Zondag	210	24	1	0	8	7

Gentstraat 68 Beveren

Hiervoor werden de treinen in Beveren (Waas) geteld, niet in Melsele.

	Reizigerstreinen		Goederentreinen		Losse ritten (locomotieven zonder vracht)	
	Totaal	Tussen 00u - 06u en 22u-00u	Totaal	Tussen 00u - 06u en 22u-00u	Totaal	Tussen 00u - 06u en 22u-00u
Maandag	161	15	74	24	10	3
Dinsdag	161	15	88	34	18	5
Woensdag	162	15	90	33	12	1
Donderdag	161	15	90	34	9	1
Vrijdag	161	15	84	33	14	1
Zaterdag	111	12	39	19	2	0
Zondag	111	12	5	2	4	2

Bijlage 5: Slastalen onder de detectielimiet

Tabel 23: Het procentuele aantal stalen onder de detectielimiet (DL) en de detectielimiet van de metalen Ni, Mo, Cr en V, voor de analyse van slastalen in periode 1 en periode 2. DS = droge stof.

Metaal	Aantal stalen onder DL (%)		DL (mg/kg DS)
	Periode 1	Periode 2	
Cr	14	39	0,1
Mo	58	70	0,8
Ni	89	78	0,9
V	46	57	0,2

Bijlage 6: F-waarden mixed model analyse slastalen

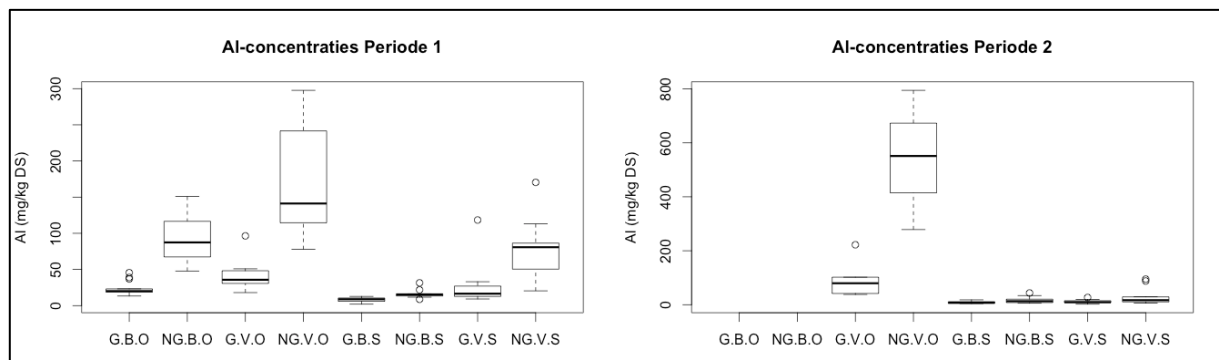
Tabel 24: De F-waarden van de effecten van de fixed factoren barrière, substraat en wassen en hun tweede-orde-interacties in het optimale mixed model van de metaalconcentraties en de SIRM-waarden van de sla in periode 1. Niet-significante interacties werden uit het model verwijderd. / = het optimale mixed model bevat de interactie niet.

Variabele	Barrière	Substraat	Wassen	Barrière x Wassen	Barrière x Substraat	Substraat x Wassen
Al	0,041	161,144	54,853	5,318	14,621	/
Cd	1,747	64,557	0,006	/	2,282	4,783
Co	9,261	55,351	68,430	14,372	/	4,595
Cu	0,040	161,144	54,853	5,318	14,621	0,795
Fe	31,454	53,656	167,667	24,945	/	7,073
Mn	7,109	26,476	0,528	0,815	1,257	4,921
Pb	14,326	2,846	39,439	0,0857	/	0,0521
Zn	2,192	42,620	1,382	12,429	/	/
SIRM	23,662	0,008	294,824	5,288	1,630	13,507

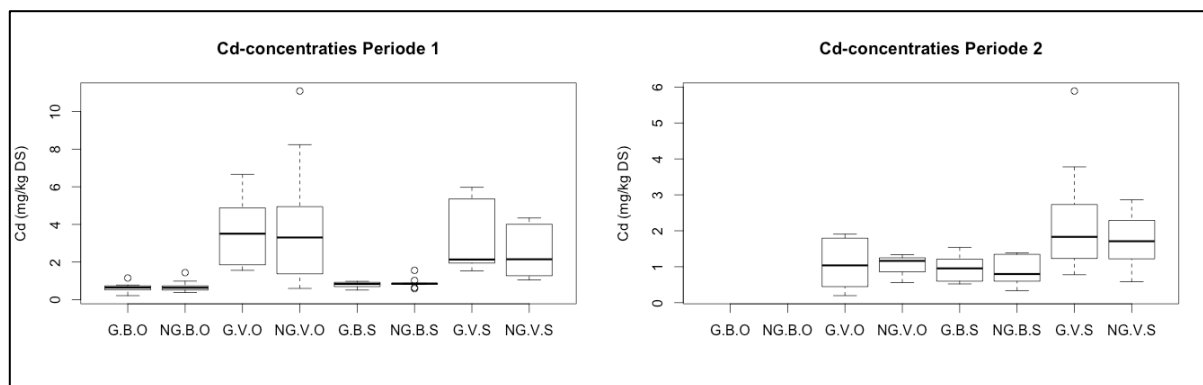
Tabel 25: De F-waarden van de effecten van de fixed factoren barrière, substraat en wassen en hun tweede-orde-interacties in het optimale mixed model van de metaalconcentraties en de SIRM-waarden van de sla in periode 2. Niet-significante interacties werden uit het model verwijderd. / = het optimale mixed model bevat de interactie niet.

Variabele	Barrière	Substraat	Wassen	Barrière x Wassen	Substraat x Wassen
Al	45,089	0,656	26,157	4,209	/
Cd	1,692	7,448	0,727	/	/
Co	36,253	0,188	5,994	24,156	/
Cu	0,005	20,304	27,238	/	/
Fe	37,989	0,429	11,025	23,163	/
Mn	37,989	0,429	11,025	/	23,163
Pb	7,951	0,653	0,317	2,321	/
Zn	2,304	2,735	2,083	/	/
SIRM	71,350	0,893	63,443	5,295	3,831

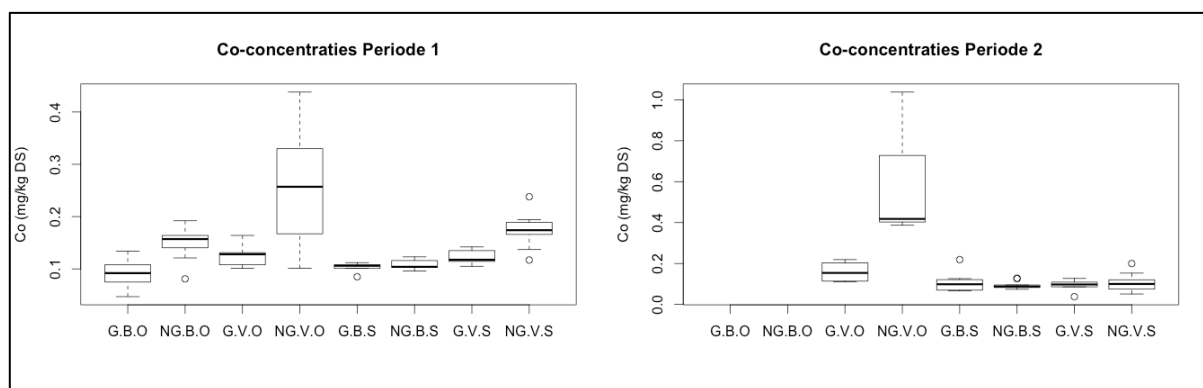
Bijlage 7: Grafische weergave van het effect van barrière, substraat en wassen op sla



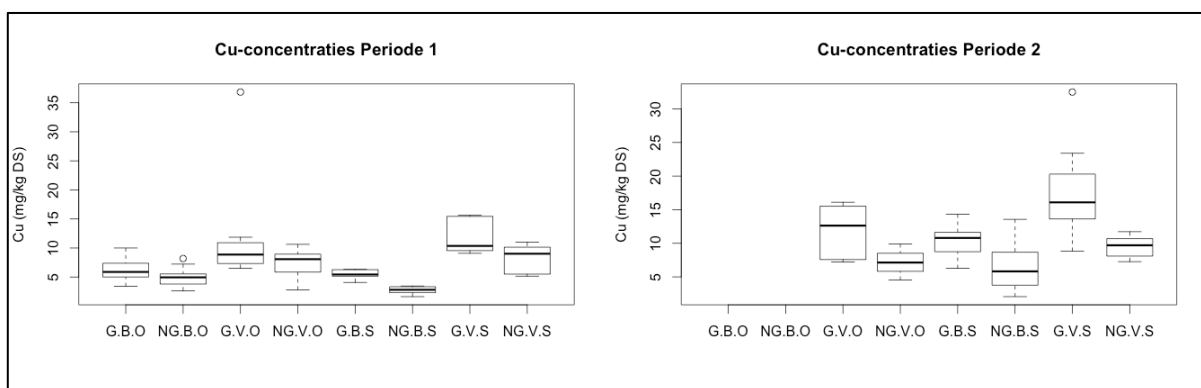
Figuur 20: Effect van barrière (Serre (S) – Openlucht (O)), substraat (Bak (B) – Volle grond (V)) en wassen (Gewassen (G) – Niet gewassen (NG)) op de Al-concentraties (in mg/kg DS) van sla.



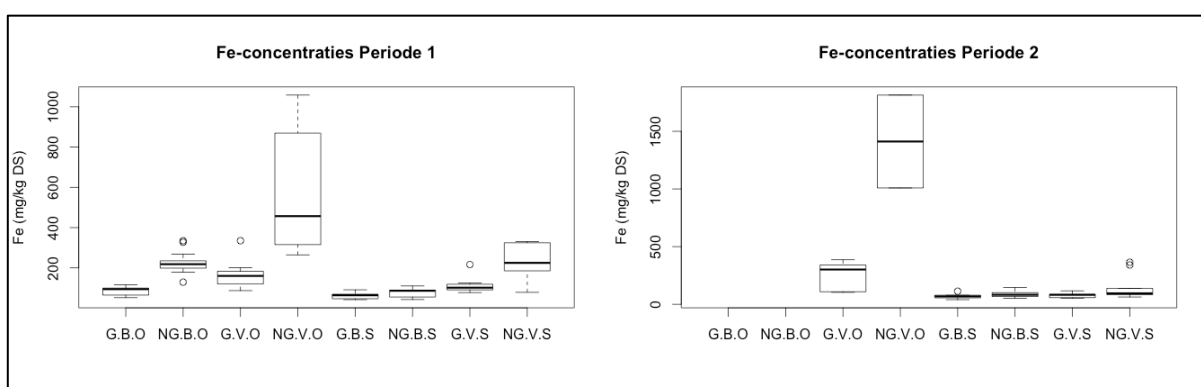
Figuur 21: Effect van barrière (Serre (S) – Openlucht (O)), substraat (Bak (B) – Volle grond (V)) en wassen (Gewassen (G) – Niet gewassen (NG)) op de Cd-concentraties (in mg/kg DS) van sla.



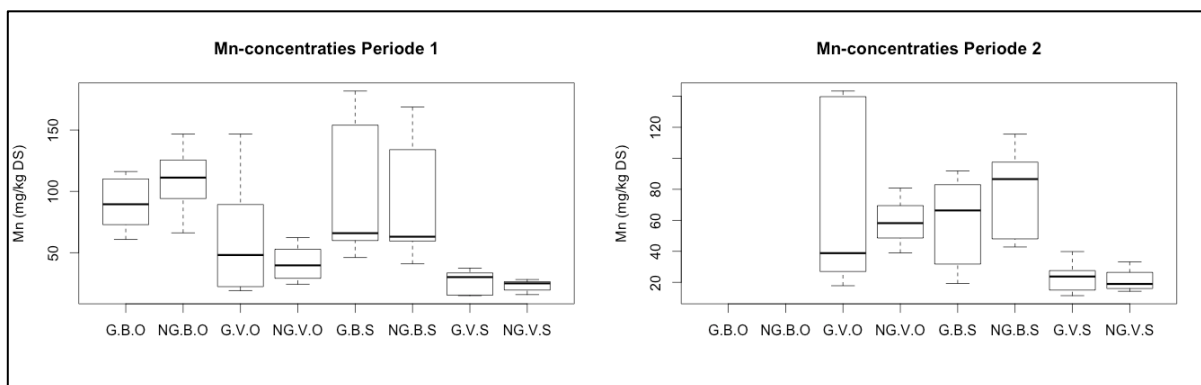
Figuur 22: Effect van barrière (Serre (S) – Openlucht (O)), substraat (Bak (B) – Volle grond (V)) en wassen (Gewassen (G) – Niet gewassen (NG)) op de Co-concentraties (in mg/kg DS) van sla.



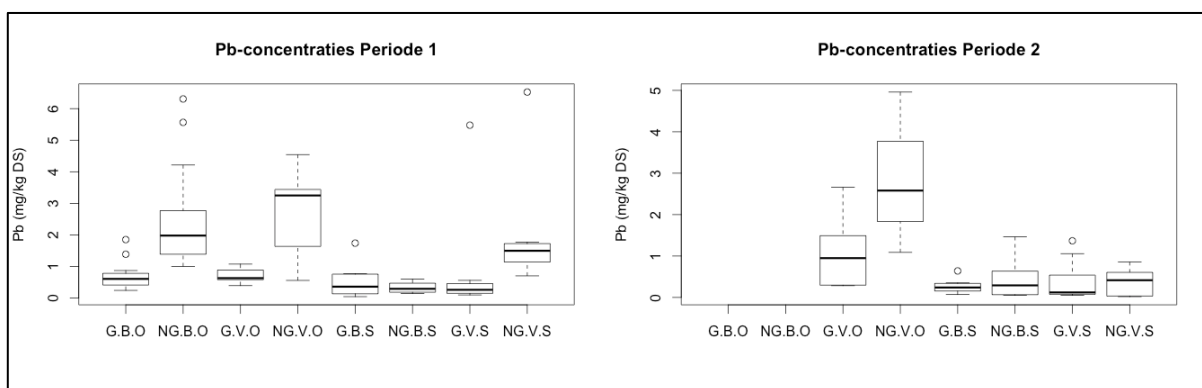
Figuur 23: Effect van barrière (Serre (S) – Openlucht (O)), substraat (Bak (B) – Volle grond (V)) en wassen (Gewassen (G) – Niet gewassen (NG)) op de Cu-concentraties (in mg/kg DS) van sla.



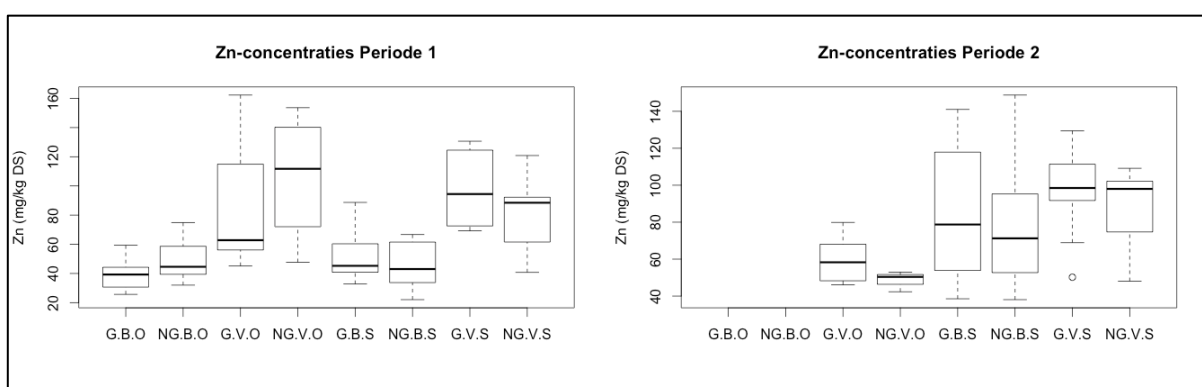
Figuur 24: Effect van barrière (Serre (S) – Openlucht (O)), substraat (Bak (B) – Volle grond (V)) en wassen (Gewassen (G) – Niet gewassen (NG)) op de Fe-concentraties (in mg/kg DS) van sla.



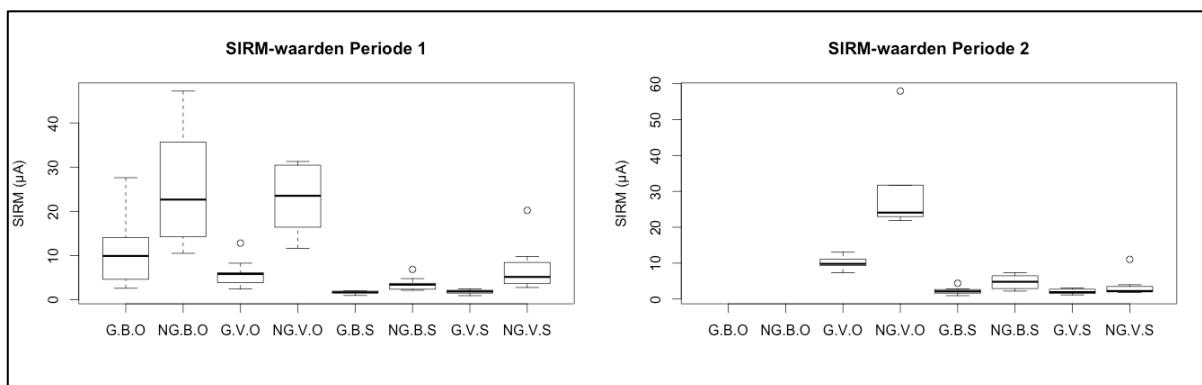
Figuur 25: Effect van barrière (Serre (S) – Openlucht (O)), substraat (Bak (B) – Volle grond (V)) en wassen (Gewassen (G) – Niet gewassen (NG)) op de Mn-concentraties (in mg/kg DS) van sla.



Figuur 26: Effect van barrière (Serre (S) – Openlucht (O)), substraat (Bak (B) – Volle grond (V)) en wassen (Gewassen (G) – Niet gewassen (NG)) op de Pb-concentraties (in mg/kg DS) van sla.

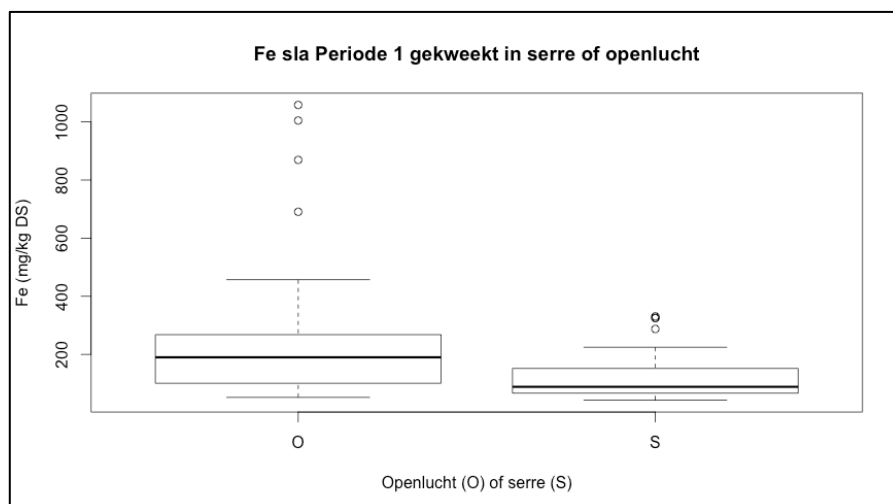


Figuur 27: Effect van barrière (Serre (S) – Openlucht (O)), substraat (Bak (B) – Volle grond (V)) en wassen (Gewassen (G) – Niet gewassen (NG)) op de Zn-concentraties (in mg/kg DS) van sla.

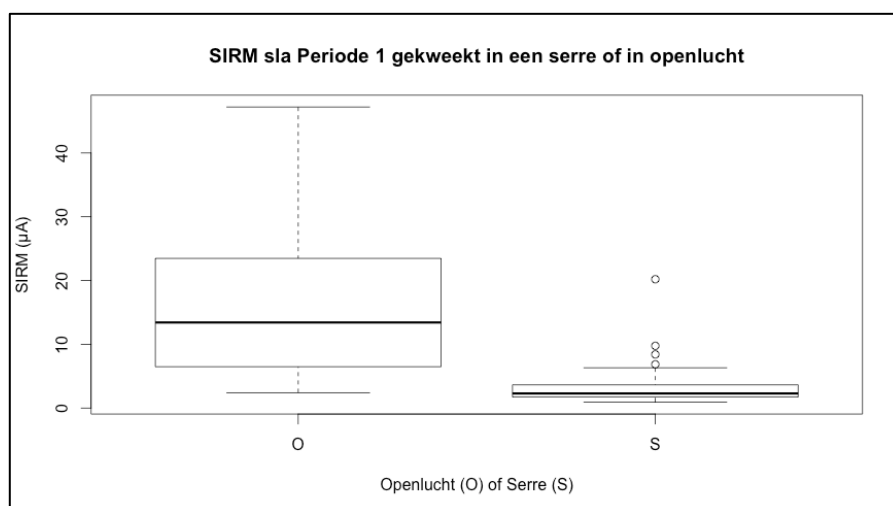


Figuur 28: Effect van barrière (Serre (S) – Openlucht (O)), substraat (Bak (B) – Volle grond (V)) en wassen (Gewassen (G) – Niet gewassen (NG)) op de SIRM-waarden (in µA) van sla.

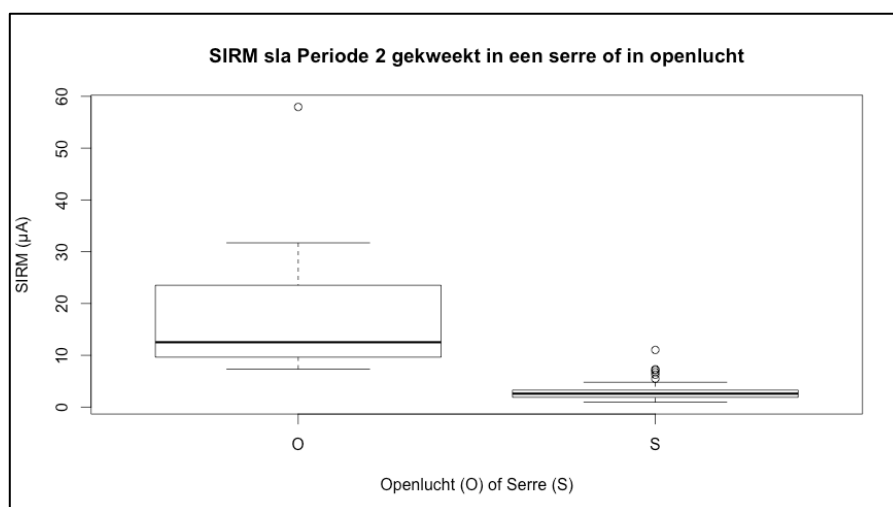
Bijlage 8: Boxplots effect barrière



Figuur 29: Het effect van een barrière op de Fe-concentraties (in mg/kg DS) gemeten op sla in periode 1.

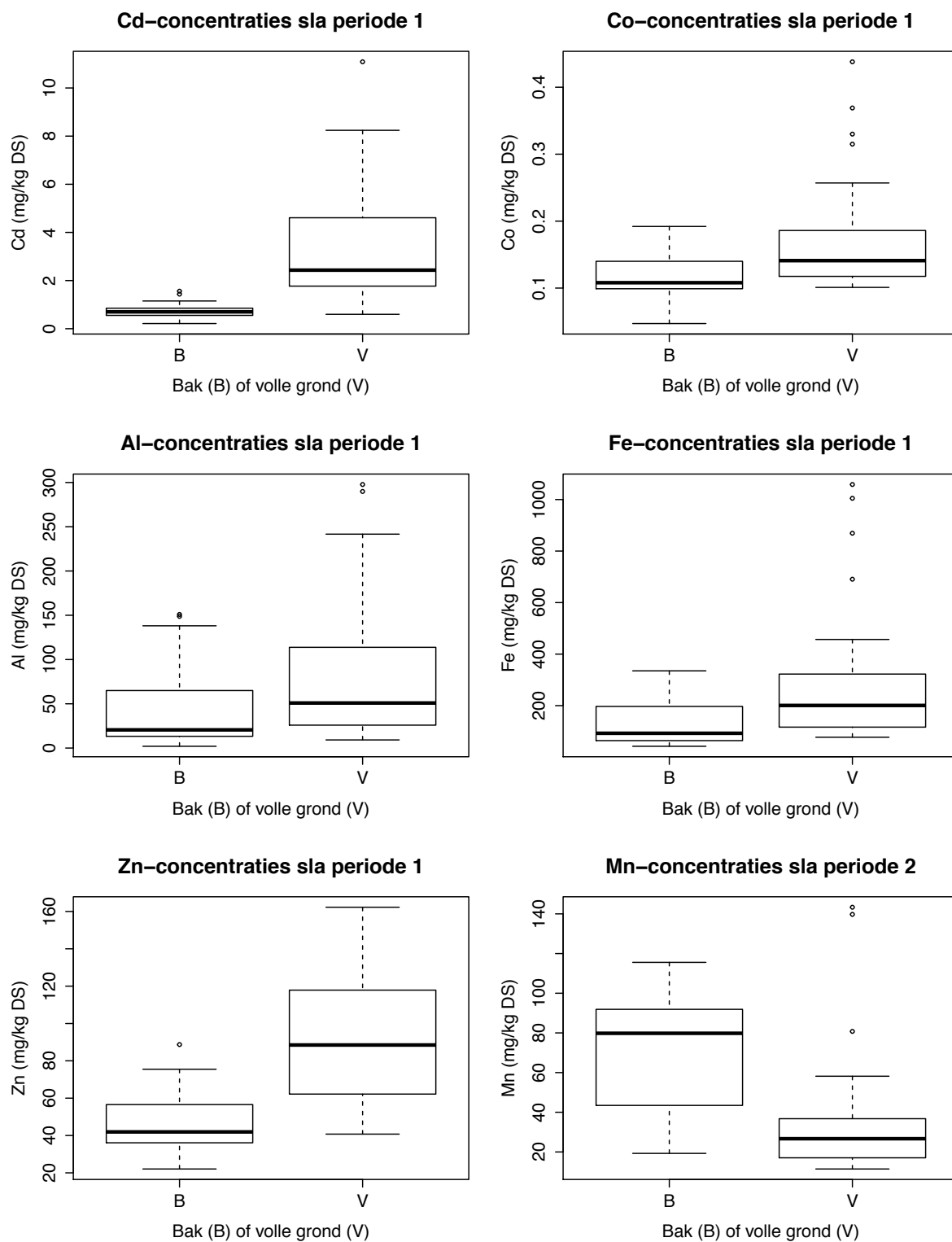


Figuur 30: Het effect van een barrière op de SIRM-waarden (in μA) gemeten op sla in periode 1.



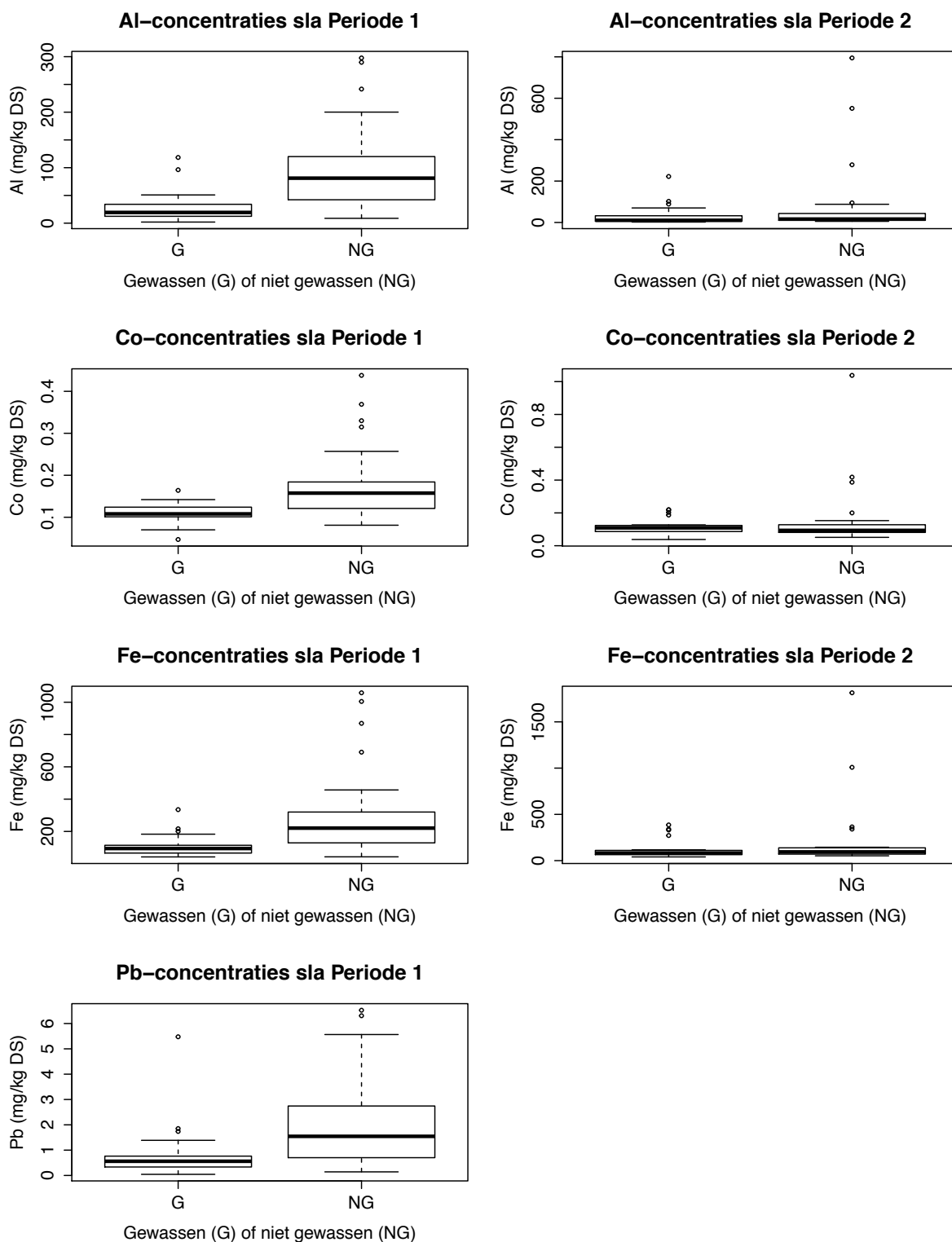
Figuur 31: Het effect van een barrière op de SIRM-waarden (in μA) gemeten op sla in periode 2.

Bijlage 9: Boxplots effect substraat



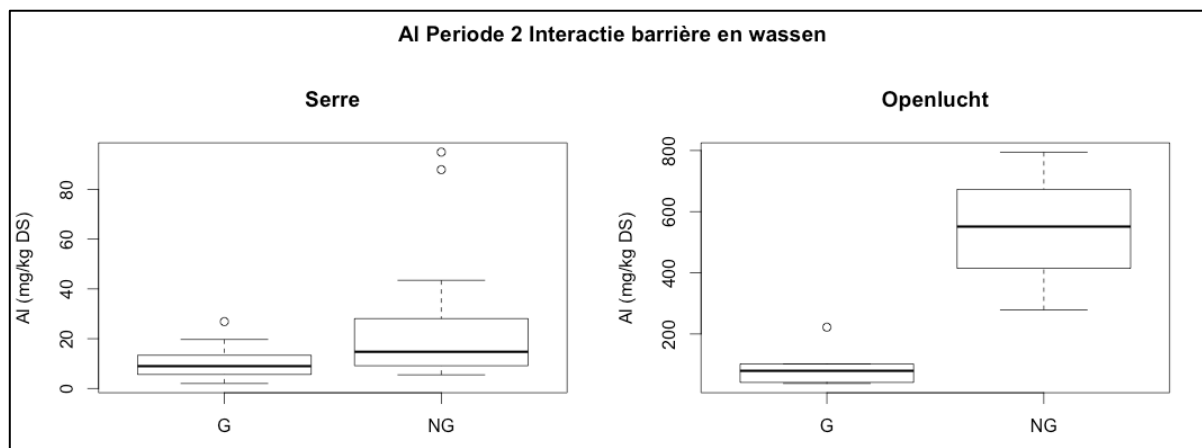
Figuur 32: Het effect van substraat: sla gekweekt in een bak potgrond of sla gekweekt in volle grond.

Bijlage 10: Boxplots effect wassen

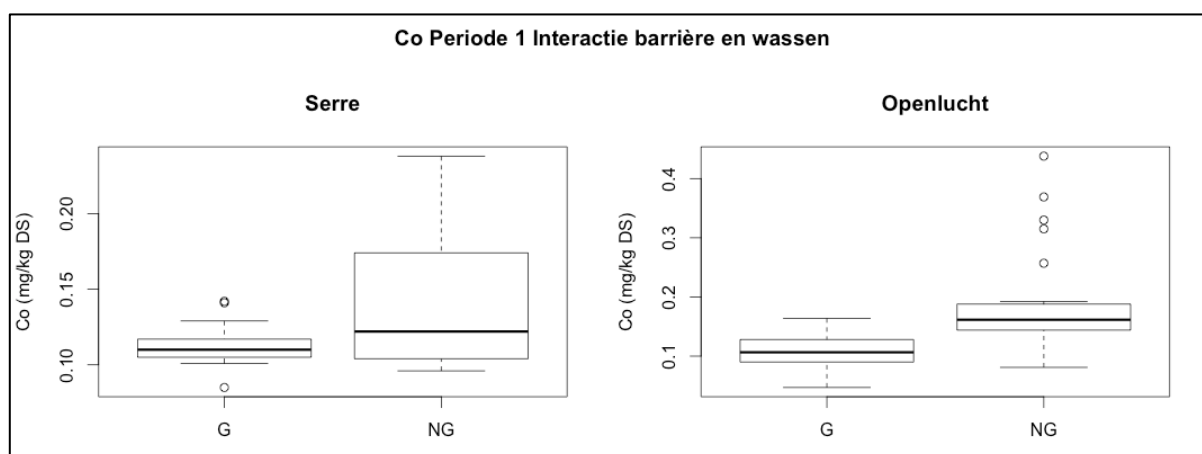


Figuur 33: Het effect van wassen: gewassen sla en ongewassen sla.

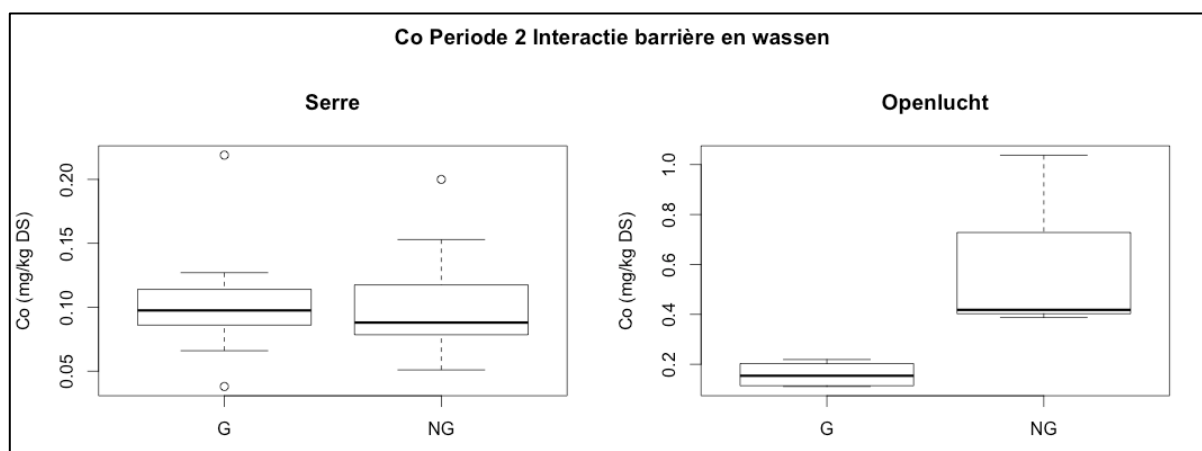
Bijlage 11: Boxplots interactie-effect barrière en wassen



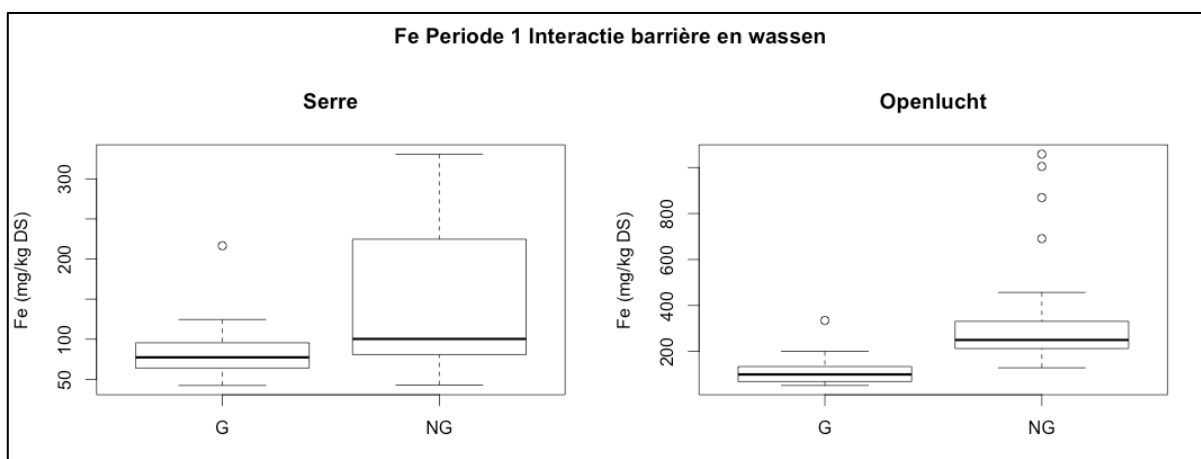
Figuur 34: Boxplot Al-concentraties (in mg/kg DS) voor periode 2 weergegeven voor gewassen en ongewassen sla gekweekt in een serre en in openlucht.



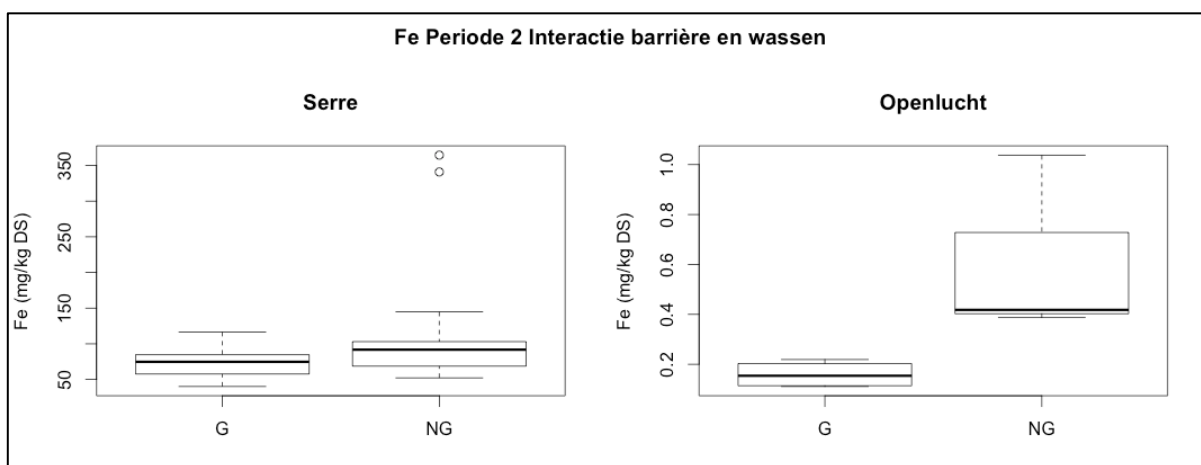
Figuur 35: Boxplot Co-concentraties (mg/kg DS) voor periode 1 weergegeven voor gewassen en ongewassen sla gekweekt in een serre en in openlucht.



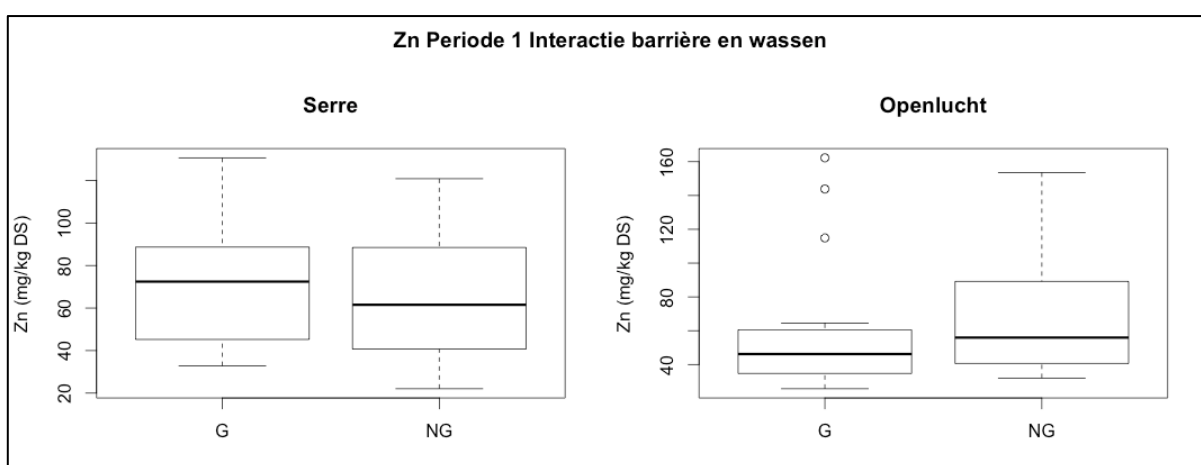
Figuur 36: Boxplot Co-concentraties (mg/kg DS) voor periode 2 weergegeven voor gewassen en ongewassen sla gekweekt in een serre en in openlucht.



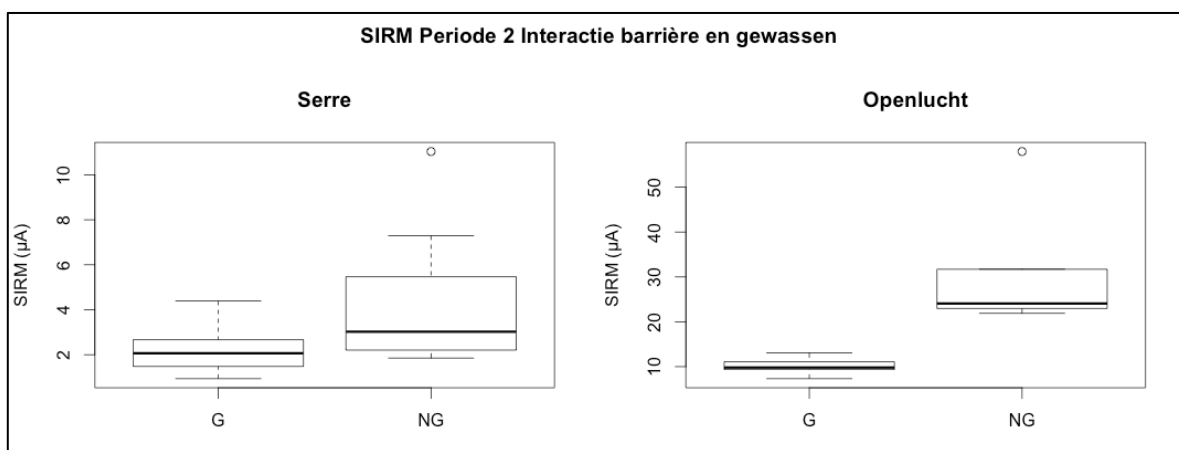
Figuur 37: Boxplot Fe-concentraties (mg/kg DS) voor periode 1 weergegeven voor gewassen en ongewassen sla gekweekt in een serre en in openlucht.



Figuur 38: Boxplot Fe-concentraties (in mg/kg DS) voor periode 2 weergegeven voor gewassen en ongewassen sla gekweekt in een serre en in openlucht.

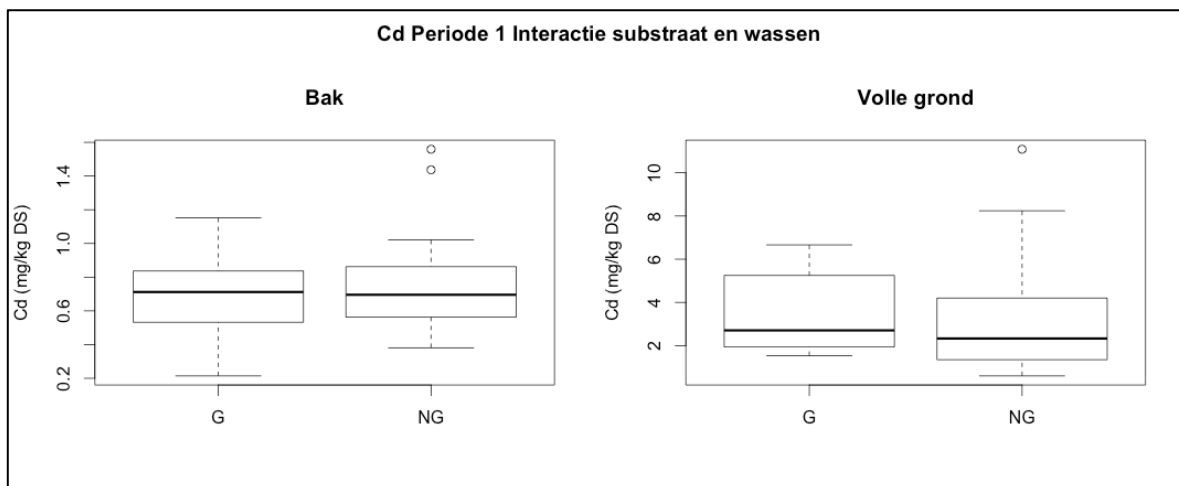


Figuur 39: Boxplot Zn-concentraties (in mg/kg DS) voor periode 1 weergegeven voor gewassen en ongewassen sla gekweekt in een serre en in openlucht.

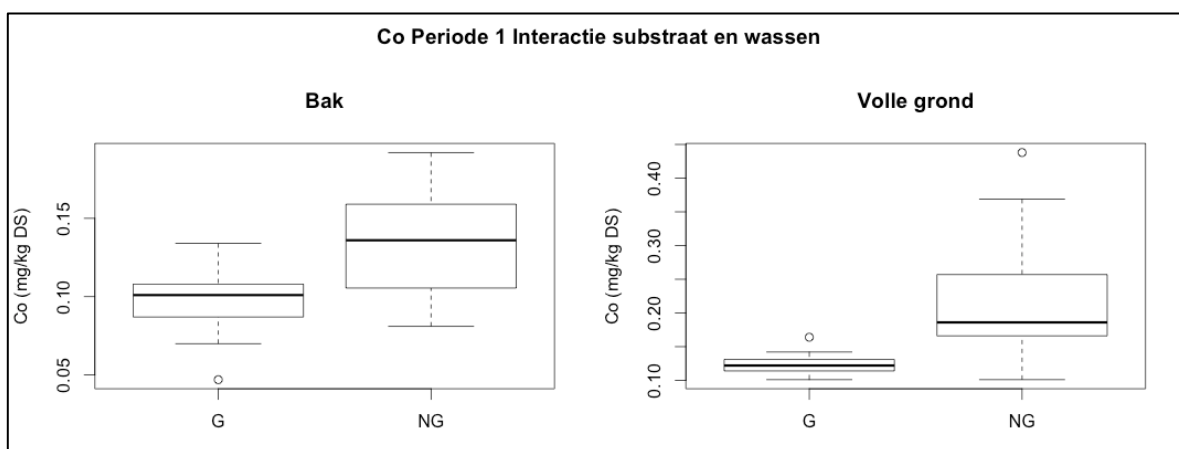


Figuur 40: Boxplot SIRM-waarden (in μA) voor periode 2 weergegeven voor gewassen en ongewassen sla gekweekt in een serre en in openlucht.

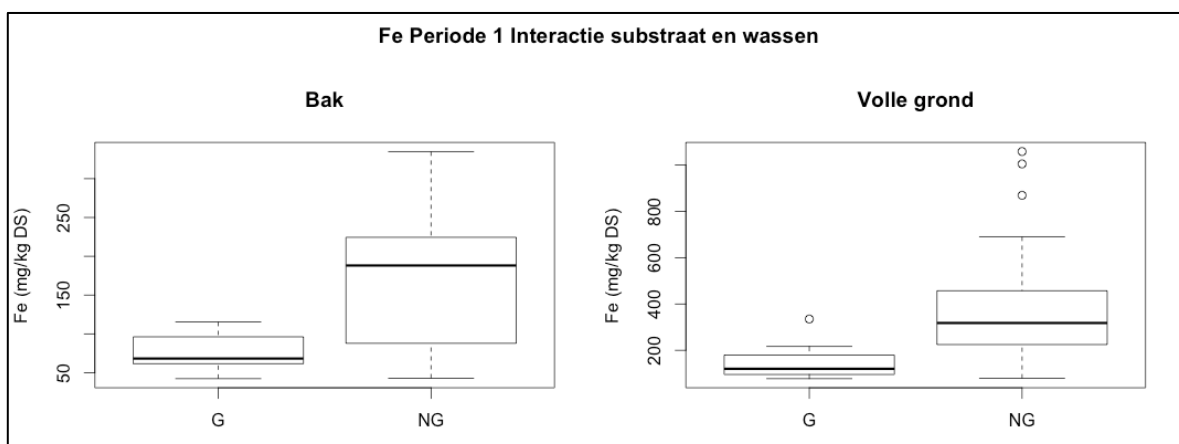
Bijlage 12: Boxplots interactie-effect substraat en wassen



Figuur 41: Boxplot Cd-concentraties (in mg/kg DS) voor periode 1 weergegeven voor gewassen en ongewassen sla gekweekt in een bak met potgrond en in vollegrond.

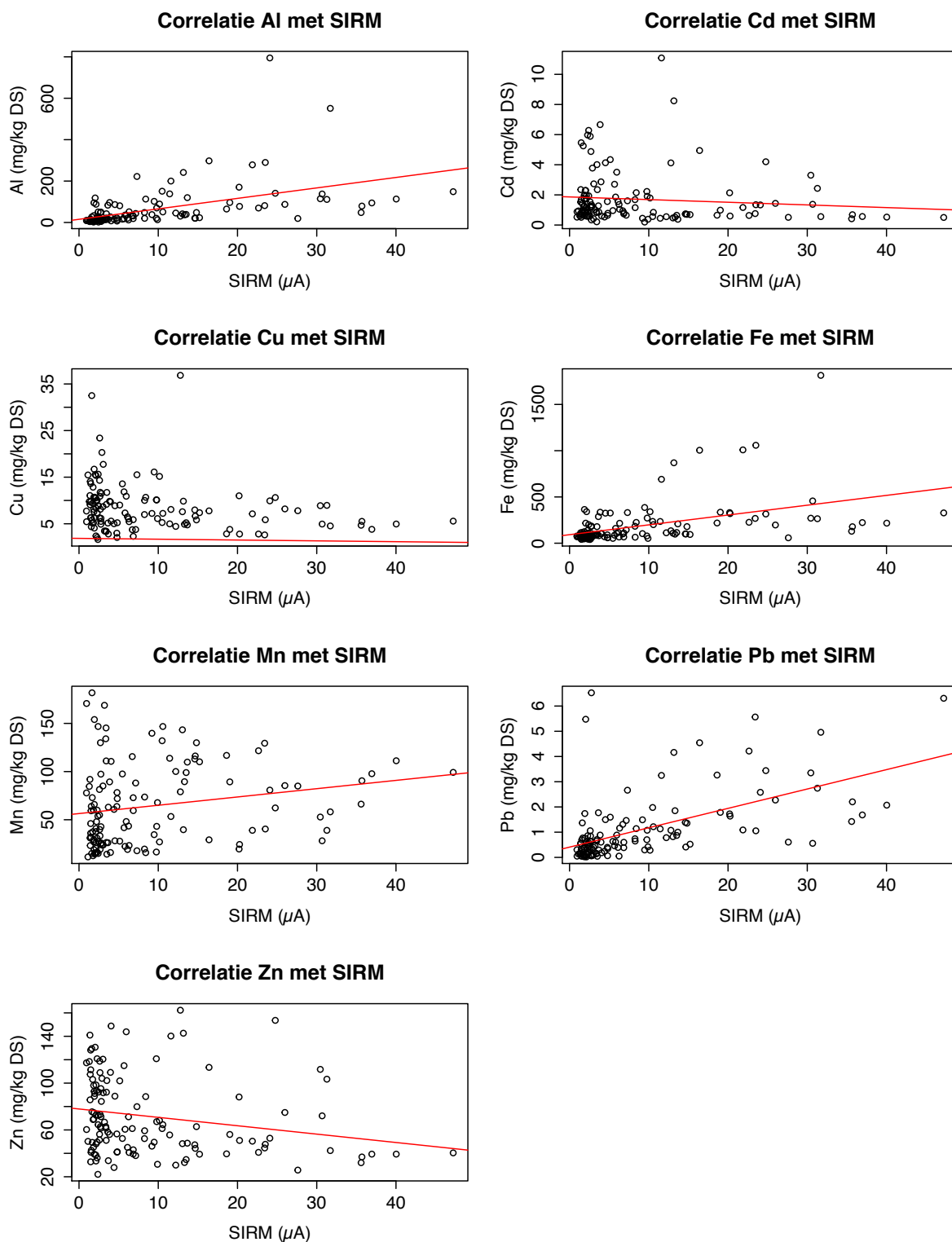


Figuur 42: Boxplot Co-concentraties (in mg/kg DS) voor periode 1, weergegeven voor gewassen en ongewassen sla gekweekt in een bak met potgrond en in vollegrond.



Figuur 43: Boxplot Fe-concentraties (in mg/kg DS) voor periode 1 weergegeven voor gewassen en ongewassen sla gekweekt in een bak met potgrond en in vollegrond.

Bijlage 13: Significante correlaties SIRM en metaalconcentraties voor sla



Figuur 44: Grafische weergave van de significante correlaties tussen de SIRM-waarden (in μA) en metaalconcentraties (mg/kg DS) voor de slastalen.

Bijlage 14: Gemiddelde en bereik van de metaalconcentraties in de bodemstalen.

Tabel 26: De gemiddelde waarden $\pm$ standaarddeviatie en het bereik van de metaalconcentraties (in mg/kg DS) van de bodemstalen bepaald volgens de drie extractie-methodes. De waarden onder de detectielimieten worden aangeduid met < gevolgd door de waarde van de detectielimiet. / = niet berekend door het hoge aantal stalen onder de detectielimiet.

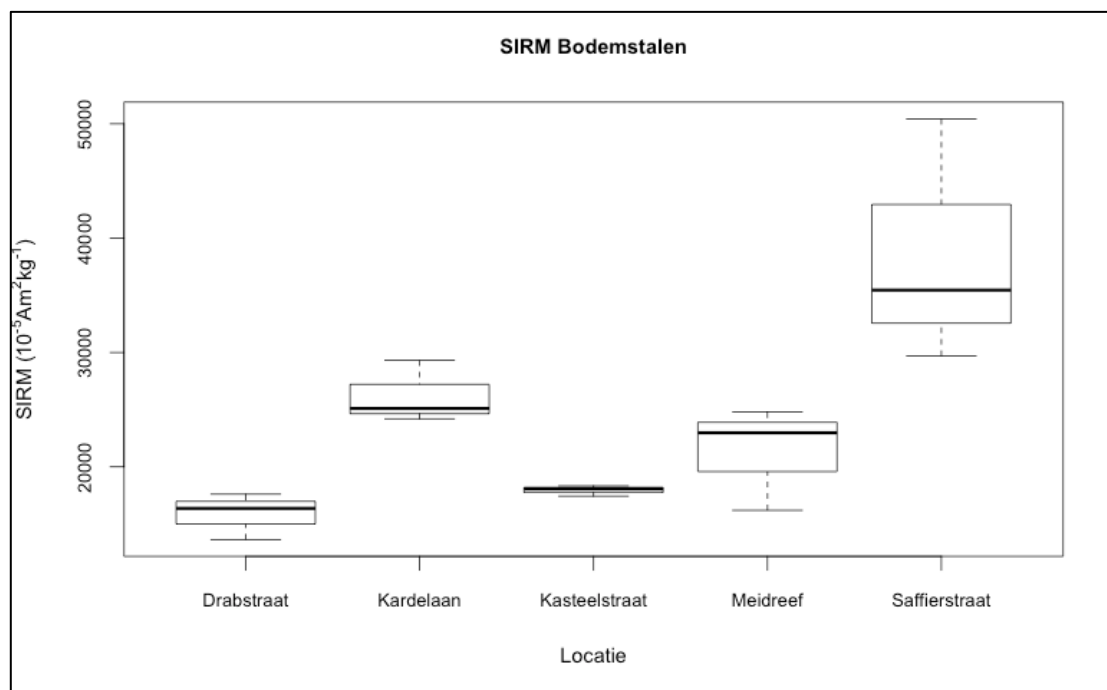
	aqua regia		EDTA		CaCl ₂	
	gem $\pm$ fout	bereik	gem $\pm$ fout	bereik	gem $\pm$ fout	bereik
Al	99.880 $\pm$ 1.792	(6.936-14.272)	254 $\pm$ 49	(143 - 521)	4 $\pm$ 3	(1 - 21)
Cd	1,1 $\pm$ 0,3	(0,7 - 1,8)	0,8 $\pm$ 0,1	(0,5 - 1,2)	/	(<0,06 - 0,16)
Co	2 $\pm$ 1	(1 - 5)	0,8 $\pm$ 0,3	(0,4 - 1,5)	/	(<0,25 - 0,32)
Cr	30 $\pm$ 9	(16 - 49)	0,4 $\pm$ 0,1	(0,2 - 0,8)	/	(<0,05 - 0,12)
Cu	42 $\pm$ 10	(21 - 61)	23 $\pm$ 8	(10 - 52)	0,3 $\pm$ 0,1	(<0,1 - 1,2)
Fe	19.151 $\pm$ 7.264	(10.380- 39.501)	749 $\pm$ 160	(414 - 1.060)	3 $\pm$ 3	(1 - 17)
Mn	303 $\pm$ 105	(150 - 864)	103 $\pm$ 23	(37 - 147)	12 $\pm$ 7	(<0,06 - 23)
Ni	13 $\pm$ 4	(6 - 24)	1,4 $\pm$ 0,4	(0,7 - 2,7)	/	(<0,5)
Pb	98 $\pm$ 29	(46 - 196)	60 $\pm$ 23	(25 - 137)	/	(<1)
Zn	136 $\pm$ 36	(84 - 240)	59 $\pm$ 22	(29 - 133)	4 $\pm$ 3	(<0,1 - 17)

Bijlage 15: Metaalconcentraties van potgrond

Tabel 27: De metaalconcentraties (in mg/kg DS) van potgrond volgens de drie extractie-methodes. De waarden onder de detectielimieten worden aangeduid met < gevolgd door de waarde van de detectielimiet.

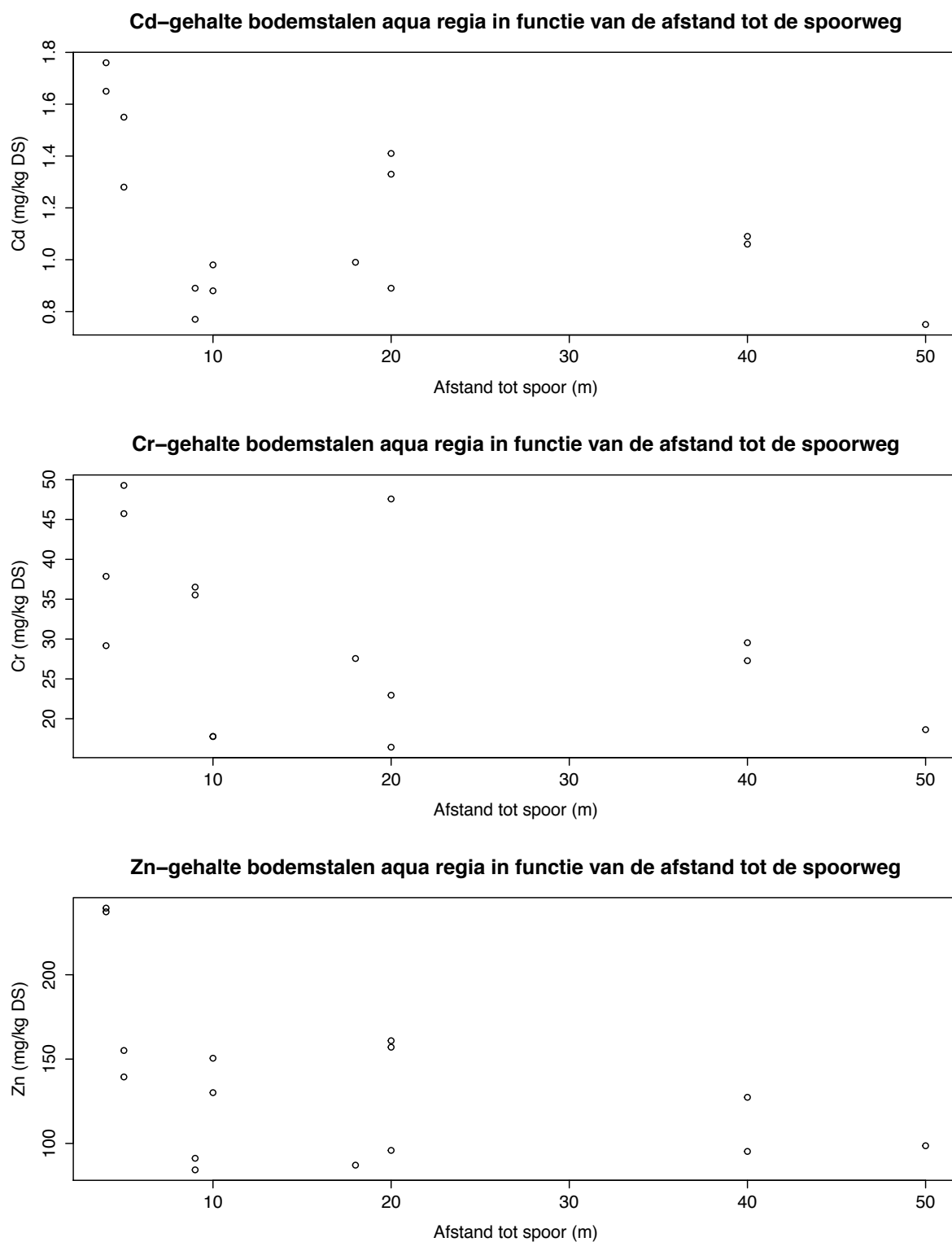
Extractie	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Aqua regia	2738,8	0,407	0,928	6,854	13,3	1629,0	200,6	3,791	15,1	72,8
EDTA	47,0	0,261	0,439	0,044	4,2	805,5	167,4	0,586	11,3	46,6
CaCl ₂	1,204	<0,06	<0,25	<0,05	<0,1	1,125	5,146	<0,5	<1	0,260

Bijlage 16: Boxplot SIRM-waarden bodemstalen voor de verschillende locaties



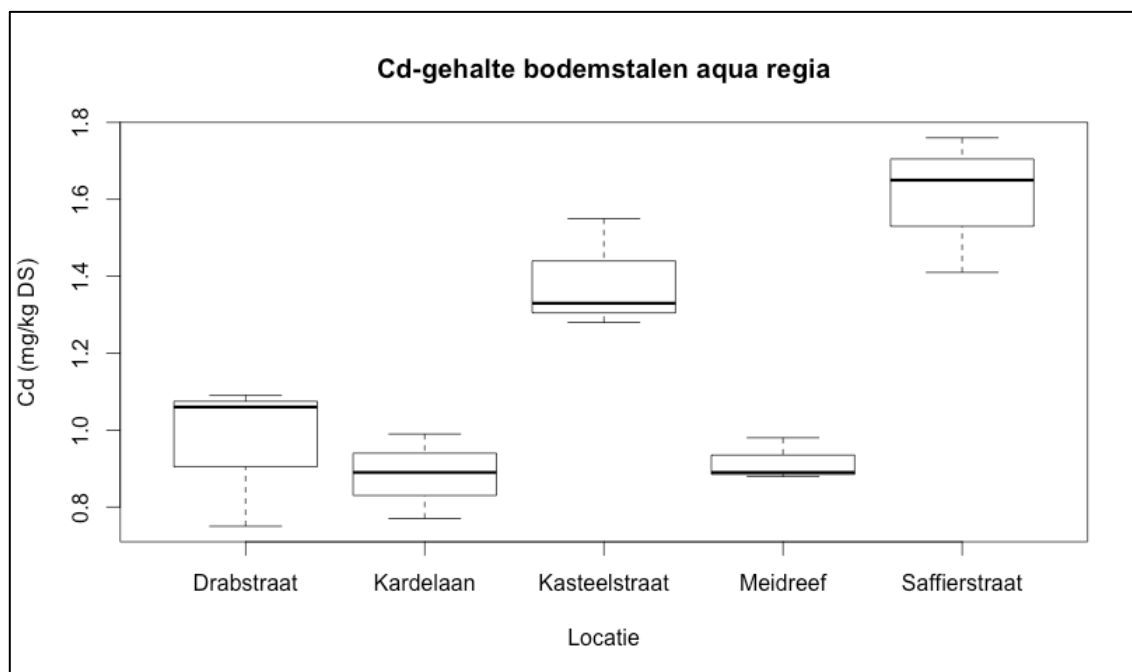
Figuur 45: Boxplot SIRM-waarden (in $10^{-5} \text{ Am}^2 \text{ kg}^{-1}$) bodemstalen voor de verschillende locaties.

Bijlage 17: Effect van afstand tot de spoorweg op de bodem

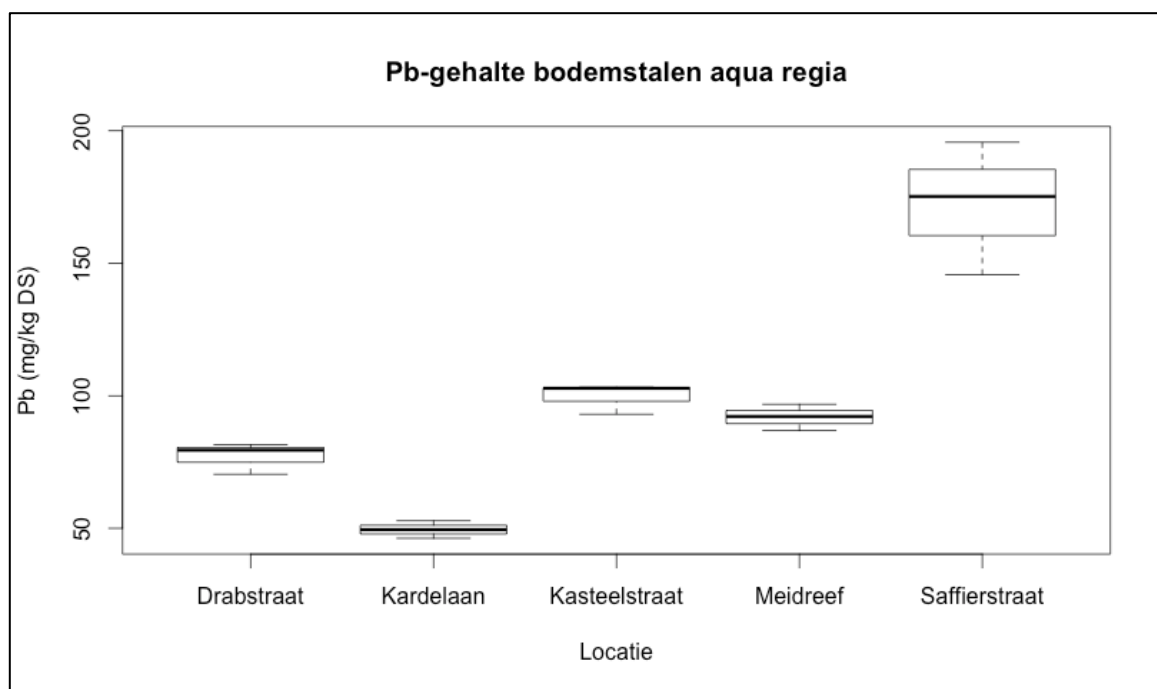


Figuur 46: Concentraties van de bodemstalen (in mg/kg DS) in functie van de afstand tot de spoorweg.

Bijlage 18: Boxplot Cd- en Pb-gehalte bodemstalen aqua regia voor de verschillende locaties

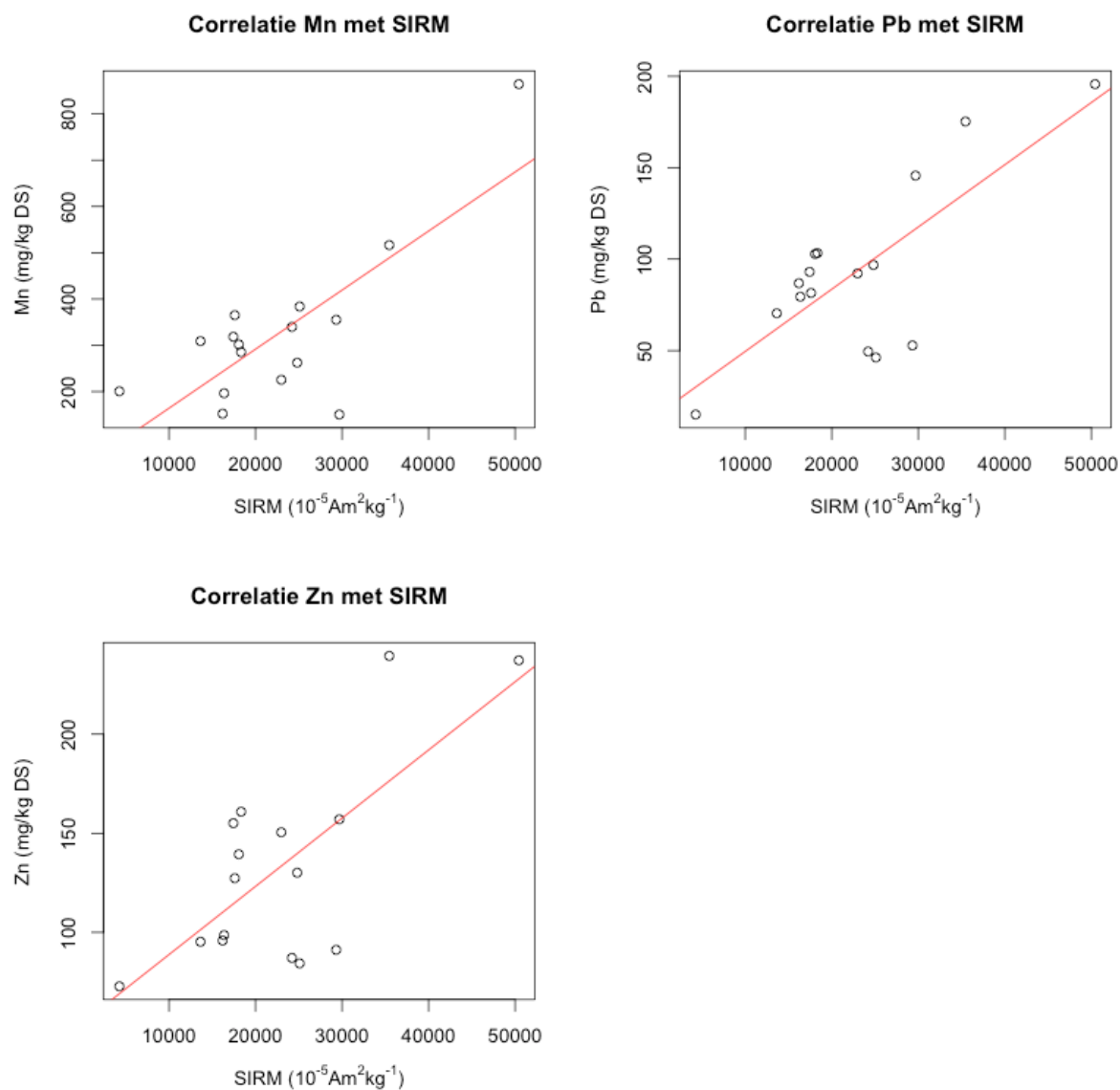


Figuur 47: Boxplot Cd-concentraties (mg/kg DS) van bodemstalen geëxtraheerd met aqua regia, voor de verschillende locaties.



Figuur 48: Boxplot Pb-concentraties (mg/kg DS) van bodemstalen geëxtraheerd met aqua regia, voor de verschillende locaties.

Bijlage 19: Significante correlaties SIRM en metaalconcentraties aqua regia-extractie bodem



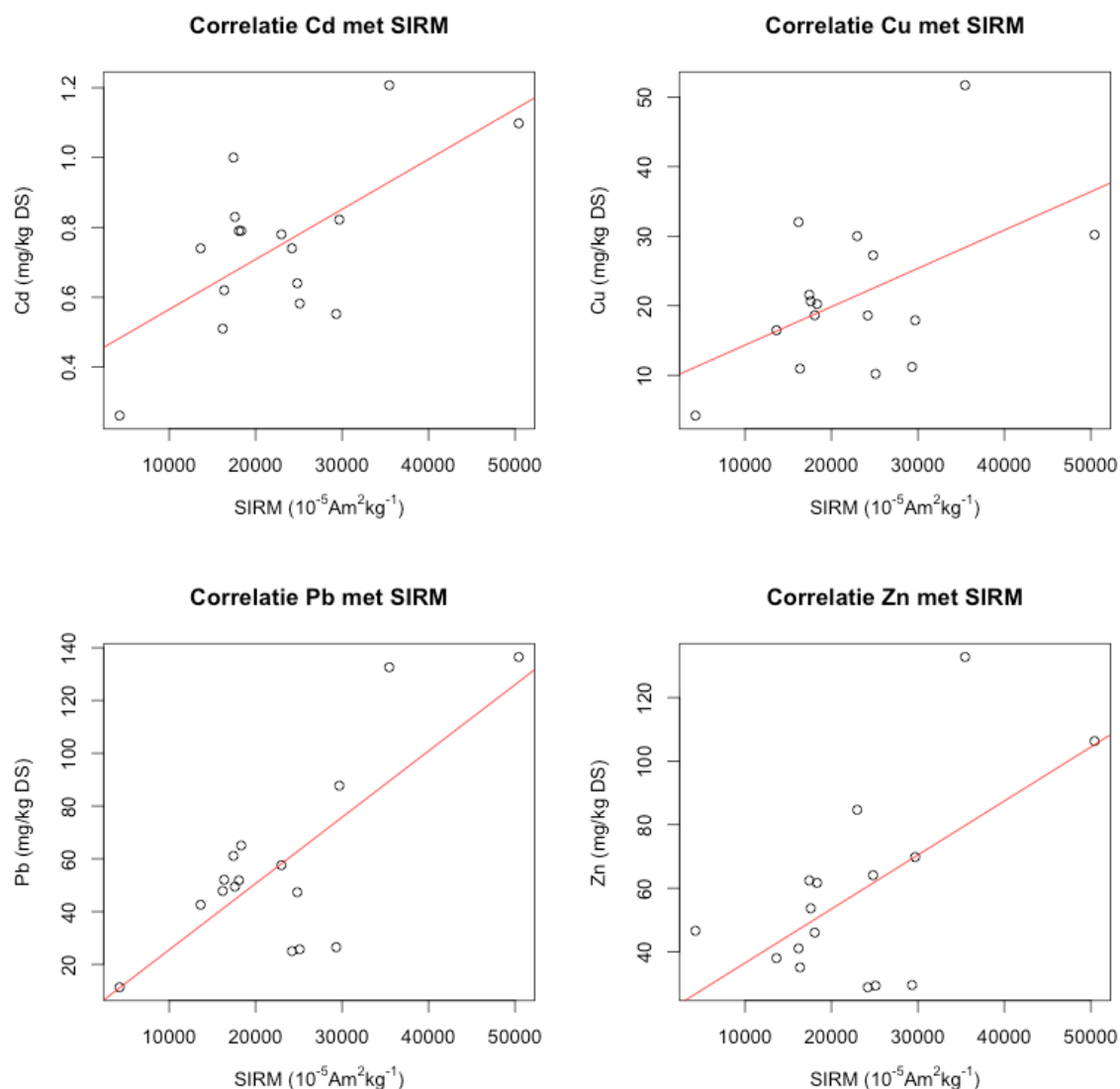
Figuur 49: Grafische weergave van de significante correlaties tussen de SIRM-waarden (in $10^{-5} \text{ Am}^2 \text{ kg}^{-1}$) en metaalconcentraties (mg/kg DS) voor de bodemstalen geëxtraheerd met aqua regia.

Bijlage 20: p-waarden analyse EDTA

Tabel 28: P-waarden van de ANOVA-test uitgevoerd op bodemstalen geëxtraheerd met EDTA. Significante effecten zijn vetgedrukt ($p < 0,05$).

Metalen	p-waarde	
	Afstand tot de spoorweg	Bewerking grond
Al	0,6963	0,6987
Cd	0,1116	0,5984
Co	0,7242	0,3688
Cr	0,8808	0,8170
Cu	0,1692	0,9649
Fe	0,2534	0,7203
Mn	0,4710	0,4582
Ni	0,2277	0,1851
Pb	0,2987	0,1795
Zn	0,074	0,4611

Bijlage 21: Significante correlaties SIRM en metaalconcentraties EDTA-extractie bodem



Figuur 50: Grafische weergave van de significante correlaties tussen de SIRM-waarden (in $10^{-5} \text{ Am}^2 \text{ kg}^{-1}$) en metaalconcentraties (mg/kg DS) voor de bodemstalen geëxtraheerd met EDTA.

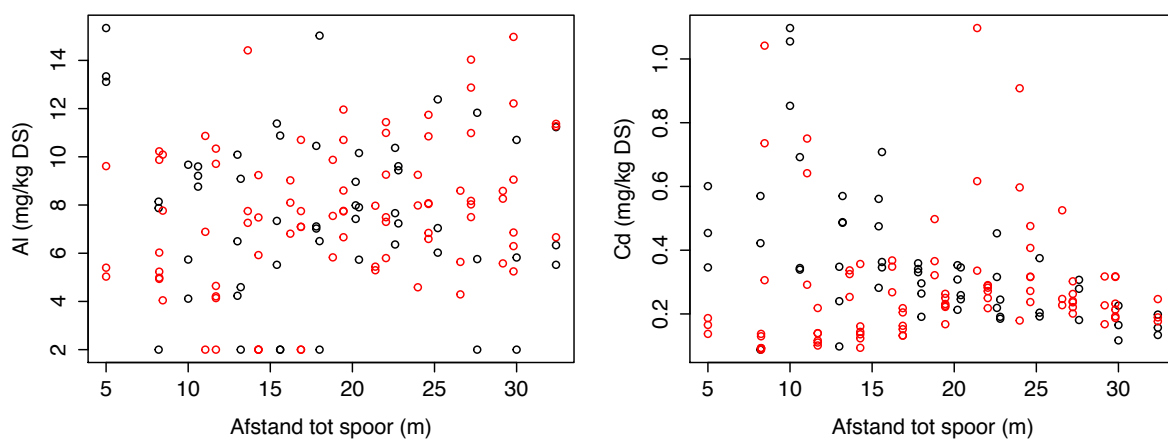
Bijlage 22: p-waarden analyse CaCl_2

Tabel 29: P-waarden van de ANOVA-test uitgevoerd op bodemstalen geëxtraheerd met CaCl_2 . Significante effecten zijn vetgedrukt ($p < 0,05$).

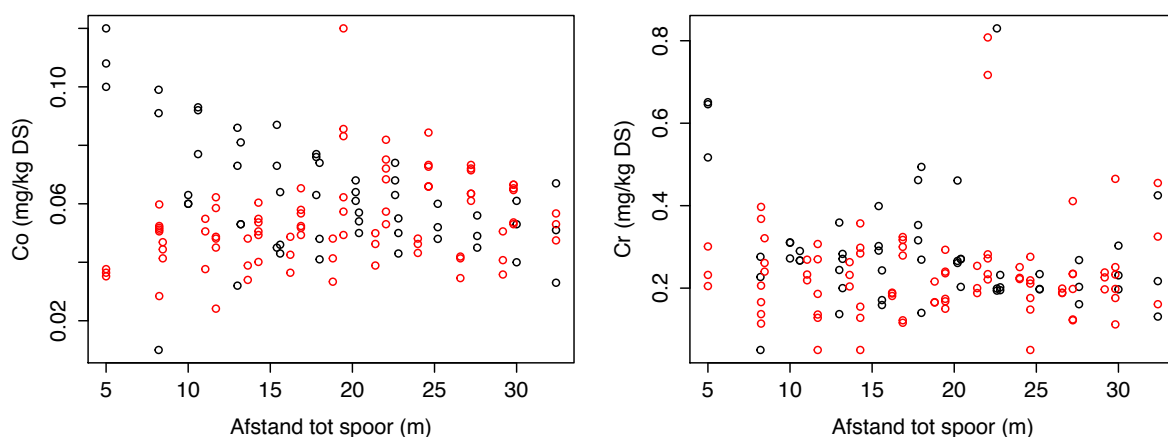
Metalen	p-waarde	
	Afstand tot de spoorweg	Bewerking grond
Al	0,9104	0,4805
Cu	0,3804	0,0901
Fe	0,5928	0,2648
Mn	0,8308	0,6094

Bijlage 23: Grafische weergave van het effect van afstand tot de spoorweg en windrichting

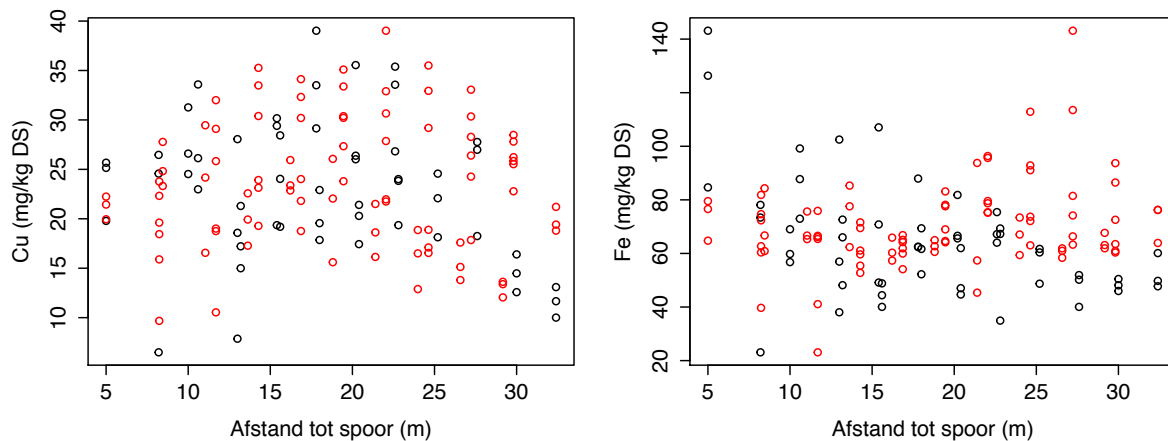
Al maïs in functie van de afstand tot de spoorwe Cd maïs in functie van de afstand tot de spoorwe



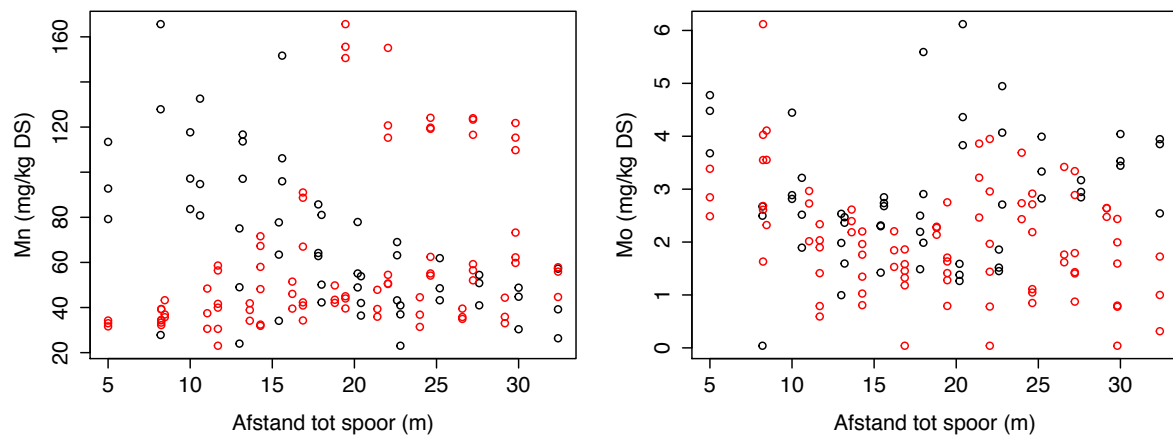
Co maïs in functie van de afstand tot de spoorwe Cr maïs in functie van de afstand tot de spoorwe



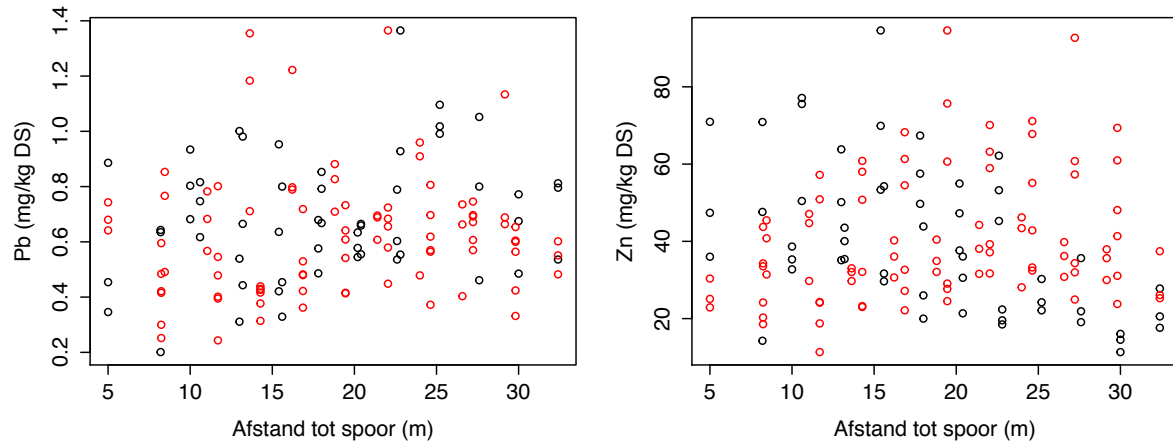
Cu maïs in functie van de afstand tot de spoorwe Fe maïs in functie van de afstand tot de spoorwe



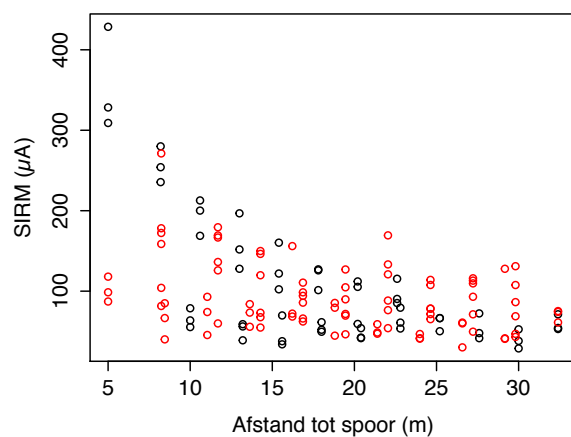
Mn maïs in functie van de afstand tot de spoorw Mo maïs in functie van de afstand tot de spoorw



Pb maïs in functie van de afstand tot de spoorw Zn maïs in functie van de afstand tot de spoorw

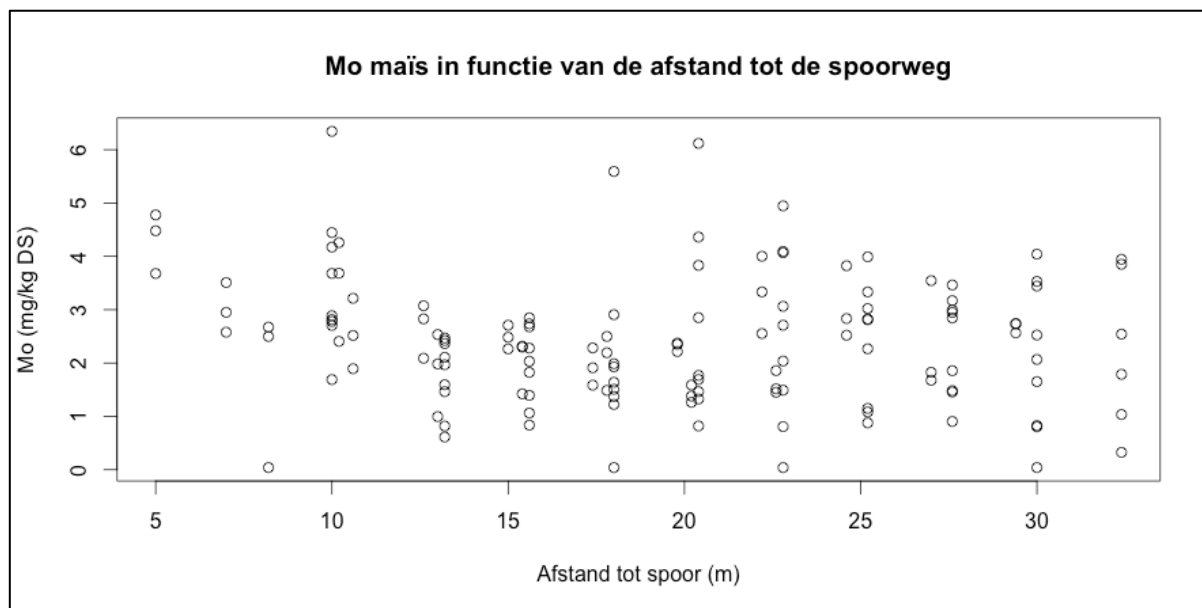


SIRM maïs in functie van de afstand tot de spoorw

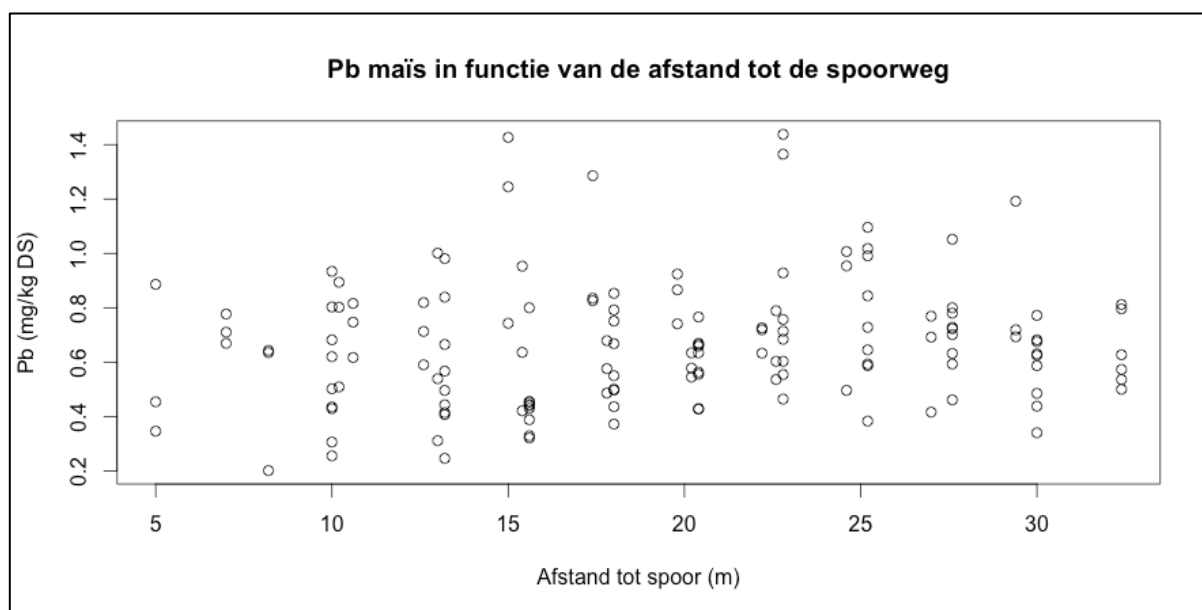


Figuur 51: Invloed van de afstand tot de spoorweg (in m) en de windrichting op de metaalconcentraties (in mg/kg DS) en de SIRM-waarden (in μA) voor maïs. Zwart = in de winde, rood = uit de wind.

Bijlage 24: Effect van afstand tot de spoorweg voor maïs

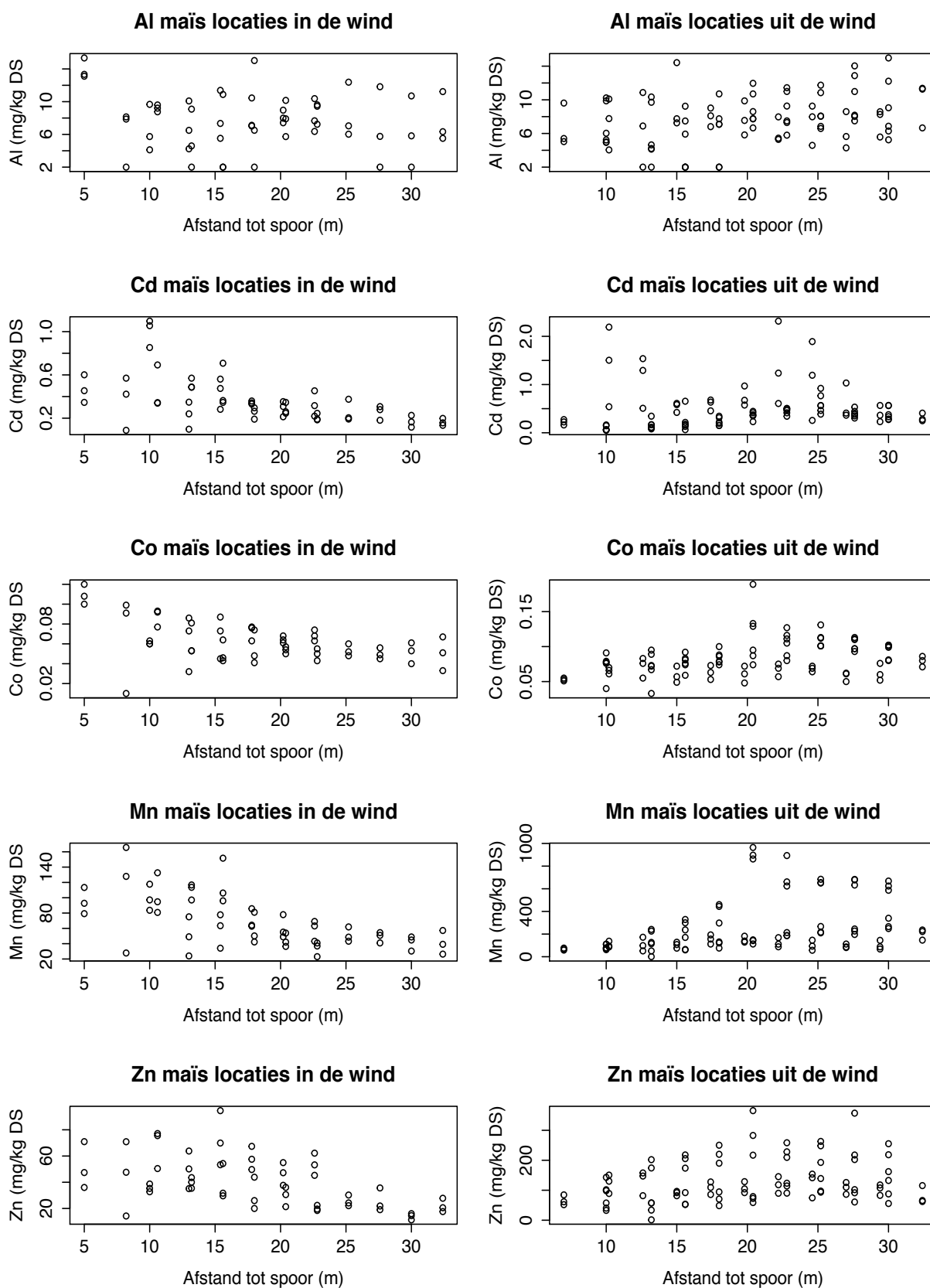


Figuur 52: Mo-concentraties(in mg/kg DS) weergegeven voor maïsstalen in functie van de afstand tot de spoorweg (in m).



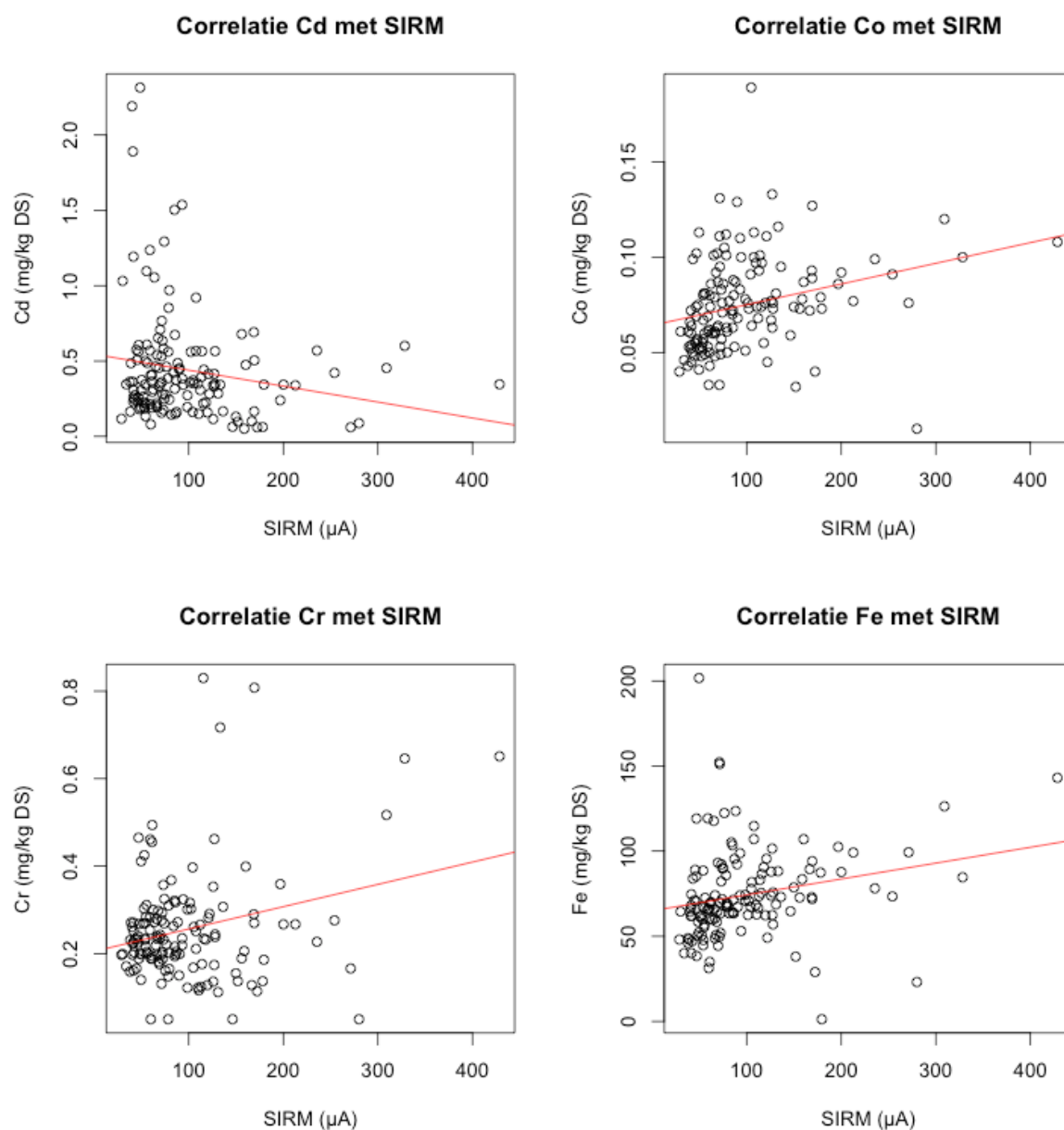
Figuur 53: Pb-concentraties(in mg/kg DS) weergegeven voor maïsstalen in functie van de afstand tot de spoorweg (in m).

Bijlage 25: Interactie-effect afstand tot de spoorweg en windrichting



Figuur 54: Metaalconcentraties (in mg/kg DS) weergegeven in functie van de afstand tot de spoorweg (in m) voor locaties gelegen windafwaarts en windopwaarts ten opzichte van de spoorweg.

Bijlage 26: Significante correlaties SIRM en metaalconcentraties voor maïs



Figuur 55: Grafische weergave van de significante correlaties tussen de SIRM-waarden (in μA) en metaalconcentraties (mg/kg DS) voor de maïsstalen.