

Bodem en onderbegroeiing in het Sint-Annabos

Bedreigd stadsbos van Antwerpen

Freya MICHIELS

Promotor: Bart Muys

Masterproef ingediend tot het behalen van de
graad van master of science in de
biowetenschappen: land- en tuinbouwkunde
afstudeerrichting natuur & milieu

Academiejaar 2015-2016

© Copyright KU Leuven

Zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van zowel de promotor(en) als de auteur(s) is overnemen, kopiëren, gebruiken of realiseren van deze uitgave of gedeelten ervan verboden. Voor aanvragen tot of informatie i.v.m. het overnemen en/of gebruik en/of realisatie van gedeelten uit deze publicatie, kan u zich richten tot KU Leuven technologiecampus Geel, Kleinhoefstraat 4, B-2440 Geel, +32 14 80 22 40 of via e-mail iiw.geel@kuleuven.be.

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

VOORWOORD

In 1977 – '78 heeft Erik Van Boghout het Sint-Annabos te Antwerpen geïnventariseerd. Voor mijn masterproef heb ik die inventarisatie opnieuw gedaan, samen met een medestudent Geert Houben. Daarbij focus ik mij vooral op het effect van het aangeplante bos op de bodem en de onderbegroeiing. Geert Houben onderzoekt hoe de bosstructuur geëvolueerd is. Samen hebben wij ons onderzoek voorgesteld op 'Starters in natuur- en bosonderzoek' (2016).

Allereerst zou ik mijn promotor Bart Muys willen bedanken voor al zijn hulp en inzichten, alsook voor het verbeteren van onze presentatie voor de startersdag. Ten tweede zou ik Dirk De Roose willen bedanken voor het uitlenen van zijn exemplaar van 'Bosecologie en bosbeheer' en voor zijn constructieve commentaar na de generale repetitie van onze presentatie. Vervolgens moet ik Eric Van Beek bedanken voor zijn hulp bij de determinatie van bepaalde plantensoorten en voor zijn demonstraties en uitleg omtrent het veldwerk. Daarnaast zou ik ook graag Karen Vancampenhout, Lore Fondu en Audrey Miserez willen bedanken voor hun hulp en uitleg bij het bodemonderzoek. Ten slotte zou ik ook nog Lucas Bergmans, de boswachter van het Sint-Annabos, willen bedanken voor zijn toelating tot het uitvoeren van het veldwerk en de mooie rondleiding in het bos.

SAMENVATTING

Ontbossing heeft een negatieve invloed op de klimaatverandering. Het Sint-Annabos in Antwerpen gaat in 2017 echter plaats moeten maken voor de werf van de Oosterweelverbinding. Dat urbane bos heeft een grote maatschappelijke waarde. Het is dus belangrijk om te onderzoeken wat de huidige toestand van het Sint-Annabos is, zodat we weten wat er verloren zal gaan. De focus ligt daarbij op de onderbegroeiing en de bodem. Bovendien heeft Erik Van Boghout in 1977 – '78 het Sint-Annabos al eens geïnventariseerd. Daardoor konden we bestuderen hoe het bos gedurende 37 jaar geëvolueerd is.

In 46 afgebakende proefvlakken namen we bodemstalen op 0-15 cm, 15-30 cm en 30-50 cm. Die stalen onderzochten we op gebied van zuurtegraad, kalkgehalte en gehalte organisch materiaal. Daaruit bleek dat de bosbodem (die afkomstig is van baggerspecie uit de Schelde) in het calciumcarbonaatbufferbereik zit. Daarnaast was er ook sprake van afbraak van organisch materiaal in de onderste bodemlaag. De nieuwe aanmaak van humus via de verhoogde input van bosstrooisel compenseert die afbraak echter in de bovenste bodemlaag.

Verder hebben we ook de bedekkingsgraad van de aanwezig planten geschat en maten we het volume dood hout en boomdiameters. We delen de proefvlakken in op basis van het grondvlak die elke boomsoort inneemt. 29 proefvlakken hebben als hoofdboomsoort Canadapopulier (*Populus x canadensis* Moench) aangezien het bos daarmee aangeplant werd. Aan de hand van de Ellenbergwaarden bestudeerden we de vegetatie. Een hogere lichttransmissie door de boomlaag zorgt voor een dichtere en meer diverse ondergroei. Uit ons onderzoek blijkt dat Grote brandnetel (*Urtica dioica* L.), Hondsdraf (*Glechoma hederacea* L.), en Gewone vlier (*Sambucus nigra* L.) de grootste bedekking hebben.

We besluiten dat het Sint-Annabos op het vlak van hogere planten een relatief soortenarm bos van het brandneteltype is die een goede bodemkwaliteit heeft. Bovendien zal de bosbodem, mede door het rijke populierenstrooisel, nog voor geruime tijd tegen verzuring bestand zijn. Het bos heeft de mogelijkheid om verder te evolueren naar een waardevoller bos. Daarbij speelt de bosleeftijd een belangrijke rol.

SUMMARY

Deforestation is one of the main causes of climate change. St. Anna forest (Antwerp) will need to disappear partially in 2017 due to the construction of the Oosterweel Link. This urban forest has great social value. To understand what will be lost due to this deforestation, we have to examine the current state of St. Anna forest. The focus lies on undergrowth and soil. Due to the fact that Erik Van Boghout already inventoried the forest in 1977 – '78, we were able to analyse the changes of that forest over the last 37 years.

Soil samples were taken at the 0-15 cm, 15-30 cm and 30-50 cm level in 46 demarcated plots. We examined the samples in terms of acidity, CaCO_3 -concentration and organic matter content. We discovered that the forest soil (originally dredged from the river Schelde) belongs to the carbonate buffer range. Meanwhile the lower soil layer is being degraded while forest litter compensates the degradation in the upper soil layer by supplying increased input for the production of humus.

We estimated plant coverage and measured dead wood volume and tree diameters. Plots are subdivided according to basal area of each tree species. Poplar (*Populus x canadensis* Moench) was the main species for 29 plots since that species was used to plant the forest. We used Ellenberg's indicator values to study the vegetation. A higher light transmission through the tree layer provides a denser and more diverse undergrowth. Common nettle (*Urtica dioica* L.), Ground-ivy (*Glechoma hederacea* L.) and Elder (*Sambucus nigra* L.) have the greatest coverage.

To conclude, St. Anna forest has a low species richness in terms of higher plants with nettle as its differentiating species, paired with a good soil quality. Partly because of rich poplar litter, the forest will be buffered against acidification for quite some time. The forest has the possibility to evolve into a more valuable forest. Forest age is an important factor in that process.

PRESENTATIE: STARTERS IN NATUUR- EN BOSONDERZOEK

KU LEUVEN TECHNOLOGIECAMPUS GEEL

Evolutie van bosstructuur, kruidvegetatie en bodem in het bedreigde stadsbos van Antwerpen

Geert Houben en Freya Michiels
Promotor: Bart Muys




Inleiding Methodiek Resultaten Conclusies



"300 mensen protesteren tegen vernietiging Sint-Annabos" (HLN 17/10/2010)

"Handen af van ons Sint-Annabos" (HLN 25/02/2016)

"Red het Sint-Annabos" (Actiecomité Linkeroever 26/10/2015)

"Oosterweel: maatschappelijke waarde Sint-Annabos geschat op 166,8 miljoen euro" (GVA 28/10/2010)

"Twintigtal actievoerders bezet Sint-Annabos" (GVA 05/07/2011)

#HandenAfVanHetSintAnnabos: actie 4/05/2016 om 15 uur

Inleiding Methodiek Resultaten Conclusies

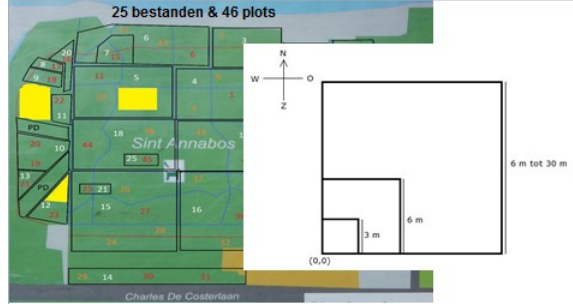


• Linkeroever: 15 493 inwoners
• Stad Antwerpen: 516 009 inwoners

KU LEUVEN

Inleiding Methodiek Resultaten Conclusies

25 bestanden & 46 plots



• Plots:
➢ Aantal afhankelijk van homogeniteit & grootte bestand
➢ Meerdere plots per bestand: veel verschillende soorten & begroeiingsdichtheden

KU LEUVEN

Inleiding Methodiek Resultaten Conclusies

Vegetatie onderzoek

- 3x3 meter:
 - % kruiden, mos, strooisel & kale grond
 - Bedenkingsgraad elke kruidsoort (decimale schaal van Londo)
 - Gemiddelde hoogte van de 2 grootste bedekkers

Symbol	Bedekking	Aanvulling	Gemiddelde
.1	< 1%	• r (raro): < 3 Individuen	0,5%
.2	1 - 3%	• p (pauculum): 3 - 20 Individuen	2%
.4	3 - 5%	• a (amplexum): 30 - 100 Individuen	4%
1	5 - 10%	• m (multum): > 100 Individuen	7,5%
2	10 - 25%	1+ = 5 - 10%	12,5%
3	25 - 35%	1+ = 10 - 15%	20%
4	35 - 45%		40%
5	45 - 55%	Bedekking > 5%:	50%
6	55 - 65%	aantal individuen	60%
7	65 - 75%	willekeurige	70%
8	75 - 85%		80%
9	85 - 95%		90%
10	95 - 100%		97,5%

Inleiding Methodiek Resultaten Conclusies

Vegetatie onderzoek

- 6x6 meter:
 - Bedekkingsgraad soorten struiklaag (8m) (decimale schaal van Londo)
 - Gemiddelde hoogte grootse bedekkers
- 30x30 meter (variabel):
 - Bedenkingsgraad elke boomsoort (decimale schaal van Londo)
 - Diameter (1m30 met meetlint)
 - Kroononderzoek (afstappen)
 - Hoogte en vrije stamlenkte (Clinometer)
 - Grondvlak (Methode van Bitterlich)
- Liggend en staand dood hout

Inleiding Methodiek Resultaten Conclusies

Bodemonderzoek

- Monsternamen:
 - 1 plot per bestand (4 stalen)
 - 0-15 cm, 15-30 cm & 30-50 cm
 - Mengstaal
- Analyses:
 - Gehalte bestanddelen > 2 mm (zeef)
 - Vochtgehalte van luchtdroge grond
 - Zuurtegraad
 - Gehalte calciumcarbonaat
 - Gehalte organisch materiaal (Walkley & Black-methode)

KU LEUVEN

Inleiding

Methodiek

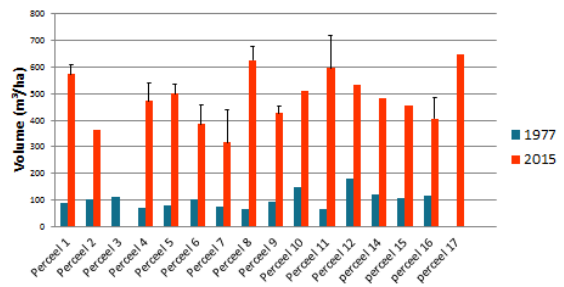
Resultaten

Conclusies

Vergelijking Canadapopulier 1977 vs. 2015

1977: 101,66 m³/ha
2015: 486,65 m³/ha

Gemiddeld volume



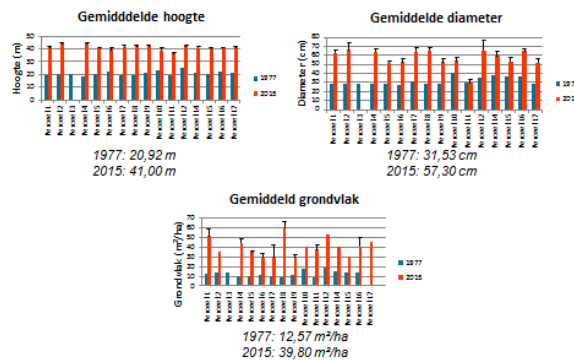
Inleiding

Methodiek

Resultaten

Conclusies

Vergelijking Canadapopulier 1977 vs. 2015



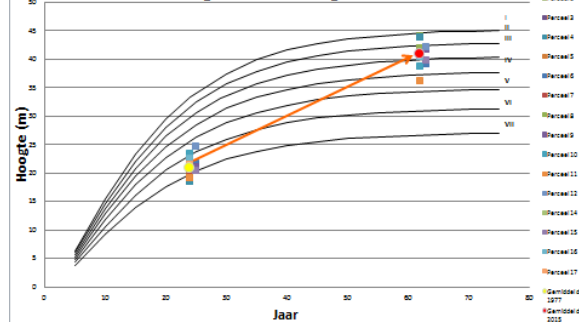
Inleiding

Methodiek

Resultaten

Conclusies

Hoogte ontwikkeling en boniteit



KU LEUVEN

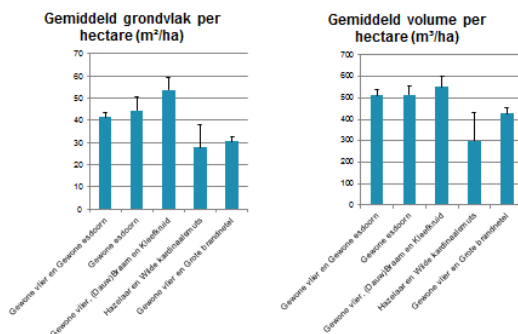
Inleiding

Methodiek

Resultaten

Conclusies

Vergelijking tussen Canadapopulieren in Sint-Annabos (2015)



Inleiding

Methodiek

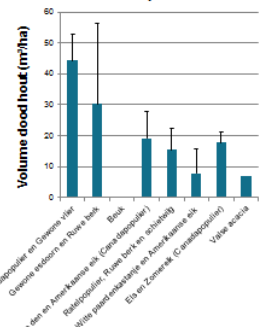
Resultaten

Conclusies

Verjonging (3x3 meter)

- Plot 2:
 - Gewone esdoorn juveniel
 - Gewone esdoorn en Ruwe berk (boomlaag)
 - Bedekking: 1-3%
 - 3-20 individuen
- Plot 5:
 - Gewone esdoorn juveniel
 - Canadapopulier en Gewone esdoorn (boomlaag)
 - Bedekking: 1-3%
 - 3-20 individuen

Volume dood hout per hectare



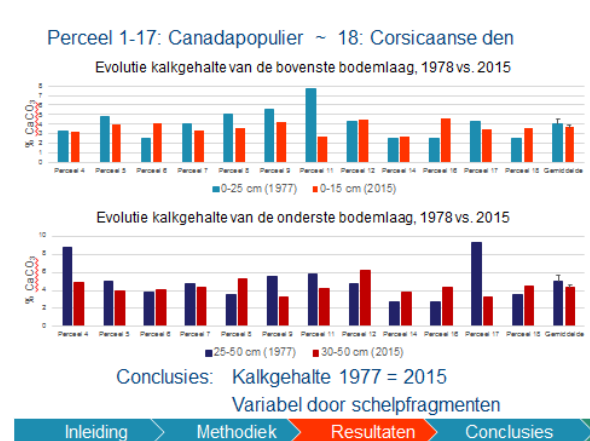
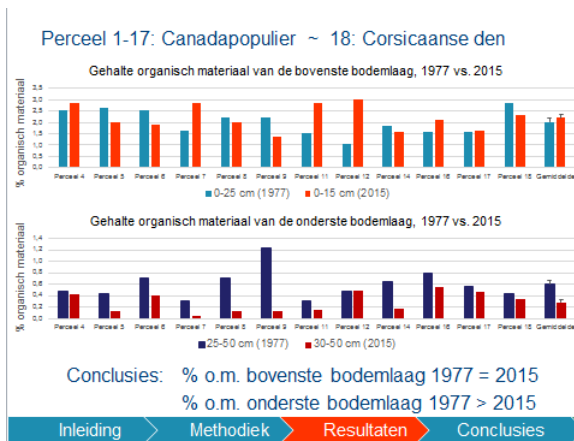
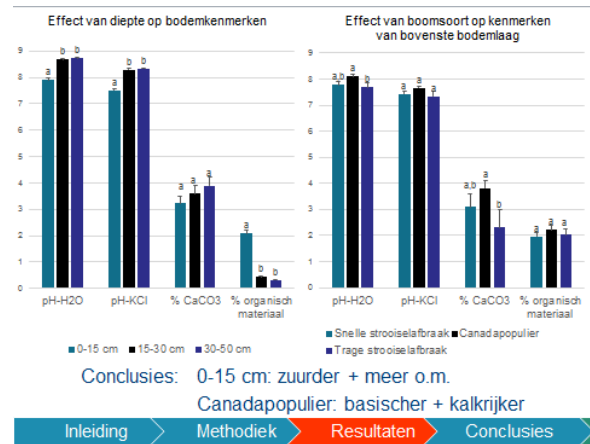
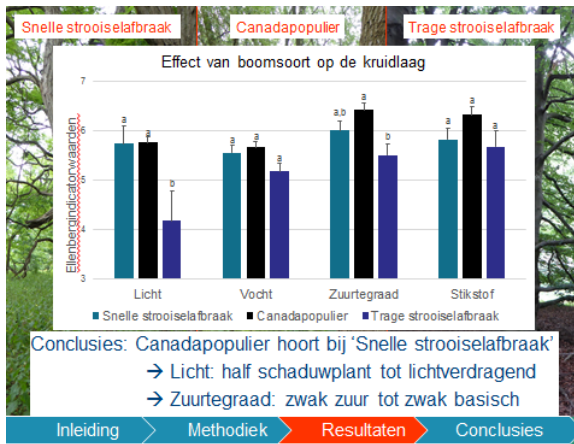
KU LEUVEN

Inleiding

Methodiek

Resultaten

Conclusies



Algemene conclusies

- Successie heeft geleid tot bijzonder hoge biomassa-accumulatie
- Relatief geringe bodemdynamiek door buffering van kalk
- Boomsoorten zorgen voor een diversifiërende vegetatie- en bodemdynamiek



Bedankt voor uw aandacht!

Inleiding > Methodiek > Resultaten > Conclusies

INHOUDSTAFEL

VOORWOORD	3
SAMENVATTING	4
SUMMARY	5
PRESENTATIE: STARTERS IN NATUUR- EN BOSONDERZOEK	6
INHOUDSTAFEL	9
LIJST VAN ILLUSTRATIES.....	11
LIJST VAN TABELLEN	13
LIJST MET GEBRUIKTE AFKORINGEN EN SYMBOLEN	15
1 INLEIDING	16
2 LITERATUURSTUDIE.....	18
2.1 Evolutie van de populier in Vlaanderen	18
2.2 Invloed van populier op de bodem	19
2.2.1 Afbraaksnelheid van populierstrooisel	19
2.2.2 Invloed van populierstrooisel op de zuurtegraad	22
2.2.3 Humus en biologische activiteit onder populier.....	23
2.3 Invloed van populier op de kruidvegetatie.....	24
2.3.1 Dominerende plantensoorten onder populier	24
2.3.2 Lichtdoorlatend vermogen van populier.....	27
3 MATERIAAL EN METHODEN	30
3.1 Gebiedsbeschrijving.....	30
3.2 Veldonderzoek	31
3.2.1 Vegetatieopname	31
3.2.2 Boomonderzoek.....	35
3.2.3 Liggend dood hout	36
3.3 Bodemonderzoek	36
3.3.1 Monsternamen	36
3.3.2 Gehalte bestanddelen groter dan 2 mm	37
3.3.3 Vochtgehalte van luchtdroge grond	37
3.3.4 Zuurtegraad	37
3.3.5 Concentratie calciumcarbonaat	38
3.3.6 Gehalte organisch materiaal	38
3.4 Data-analyse.....	39
3.4.1 Naamgeving van de proefvlakken.....	39
3.4.2 Vergelijking bodemvariabelen, 1978 vs. 2015.....	39
3.4.3 Bodem- en vegetatietoestand in 2015	41
3.4.4 Vegetatieanalyse.....	42
4 RESULTATEN	44
4.1 Naamgeving van de proefvlakken	44
4.2 Vergelijking bodemvariabelen, 1978 vs. 2015	46
4.2.1 Calciumcarbonaat concentratie	46
4.2.2 Gehalte organisch materiaal	47

4.3	Bodem- en vegetatietoestand in 2015	48
4.4	Vegetatieanalyse	54
5	DISCUSSIE	59
5.1	Carbonaatbuffering en zuurtegraad	59
5.2	Onderbegroeiing volgens Ellenberg en NMS	61
5.3	Vegetatietype van het Sint-Annabos	64
6	BESLUIT	67
	LITERATUURLIJST	68
	BIJLAGEN	76
	Bijlage 1: Percelen van 1978	76
	Bijlage 2: Overige plantensoorten in het Sint-Annabos	77
	Bijlage 3: Volledige bestandsnamen van de proefvlakken	78
	Bijlage 4: Correlatiematrix van variabelen (2015)	80
	Bijlage 5: Hiërarchische clustering	81

LIJST VAN ILLUSTRATIES

- Figuur 1.1 Sint-Annabos (wit omkaderd) in het urbane gebied van Antwerpen. De afstand tussen de ingang van het Sint-Annabos en Onze-Lieve-Vrouwenkathedraal bedraagt 2,27 km. (Google earth, 2013a) p. 16
- Figuur 2.1 Gemiddelde en standaardafwijking van de C/N verhouding (A) en de strooisellaagdikte (in cm; B) gemeten in Vlaamse bossen gedomineerd door vier verschillende boomsoorten (Vancampenhout et al., 2010) p. 20
- Figuur 2.2 De pH-KCl van de bovenste minerale bodem in bebossingen van landbouwgrond met negen verschillende boomsoorten (Mortagnebos) en met weide als referentie (Dossche, 1998) p. 22
- Figuur 2.3 Dominantie van Grote brandnetel (*U. dioica*) in een Canadapopulierenproefvlak (proefvlak 10) in het Sint-Annabos (foto: Freya Michiels) p. 26
- Figuur 2.4 Zeer groot schaduwwerpend vermogen en diens invloed op de kruidlaag in een beukenproefvlak (proefvlak 15) in het Sint-Annabos. Achter het beukenproefvlak staan Canadapopulieren. (foto: Freya Michiels) p. 28
- Figuur 3.1 Ligging van het Sint-Annabos in Antwerpen (Google earth, 2013b) p. 30
- Figuur 3.2 Ferrariskaart (1787) van het Sint-Annabos (Geopunt, 2016) p. 31
- Figuur 3.3 Sint-Annabos waarbij de witte cijfers het bestandsnummer, de oranje cijfers de proefvlakken zonder bodemstaalname en de rode cijfers de proefvlakken met bodemstaalname weergeven. De open vlakten zijn in het geel weergegeven. 'PD' staat voor populierendreef, 'BJ' voor boerenjasmijn (*Philadelphus coronarius* L.) en 'WP' voor wilde pruim (*Prunus domestica* L.). (Agentschap voor natuur en bos, s.a.) p. 32
- Figuur 3.4 Afmetingen van een proefvlak, met in de 3 m x 3 m de opname van de kruidlaag, in de 6 m x 6 m de opname van de struiklaag en in de 6 m x 6 m tot 30 m x 30 m de opname van de boomlaag (waarbij de oppervlakte afhankelijk is van het aantal bomen dat erop staan). Inlezing van de GPS-coördinaten op het (0,0)-punt. p. 33
- Figuur 3.5 Display van een Suunto-hoogtemeter waarmee we de boomhoogtes opmaten (ForestryNepal, 2014) p. 35
- Figuur 4.1 Gemiddelde CaCO_3 -concentraties (in %) gemeten in 1978 (donker) en 2015 (licht) bij de bovenste (A), de onderste (B) en de totale bodemlaag (C). De foutbalken geven de standaardfout op het gemiddelde weer. De letters boven de foutbalken geven weer of er een significant verschil is tussen 1978 en 2015 bij een bepaalde bodemlaag, volgens de t-test met gepaarde gegevens. p. 47
- Figuur 4.3 Gemiddelde gehalten organisch materiaal (in %) gemeten in 1978 (donker) en 2015 (licht) bij de bovenste (A), de onderste (B) en de totale bodemlaag (C). De foutbalken geven de standaardfout op het gemiddelde weer. De letters boven de foutbalken geven weer of er een significant verschil is tussen 1978 en 2015 bij een bepaalde bodemlaag volgens de t-test met gepaarde gegevens. p. 48
- Figuur 4.4 Gemiddelden van % kruid, % mos, % strooisel, % kaal en overschermingsgraad (in %) voor de groepering volgens strooiselkwaliteit. De foutbalken geven de standaardfout op het gemiddelde weer. De letters boven de foutbalken geven weer of er een significant verschil is tussen de groepen bij een bepaalde variabele volgens Dunns meerdere vergelijkingen-test. p. 50

- Figuur 4.5 Gemiddelden van de gemiddelde kroondiameter van de hoofdboomsoort (in m; A), het grondvlak (in m²/ha; B) en volume dood hout (m³/ha; C) voor de groepering volgens strooiselkwaliteit. De foutbalken geven de standaardfout op het gemiddelde weer. De letters boven de foutbalken geven weer of er een significant verschil is tussen de groepen bij een bepaalde variabele volgens Duncan of Dunns meerdere vergelijkingen-test. p. 50
- Figuur 4.6 Gemiddelden van Ellenbergindicator licht (A), overschermingsgraad (in %; B), totale bedekking in kruid- en struiklaag (in %; C) en aantal soorten in de kruid- en struiklaag (D) voor de groepering volgens schaduwwerpend vermogen. De foutbalken geven de standaardfout op het gemiddelde weer. De letters boven de foutbalken geven weer of er een significant verschil is tussen de groepen bij een bepaalde variabele volgens Duncan of Dunns meerdere vergelijkingen-test. p. 51
- Figuur 4.7 Gemiddelden van pH-H₂O (A), pH-KCl (B), CaCO₃-concentratie (in %; C) en gehalte organisch materiaal (in %; D) voor de verschillende diepten bodemstaal. De foutbalken geven de standaardfout op het gemiddelde weer. De letters boven de foutbalken geven weer of er een significant verschil is tussen de verschillende diepten bij een bepaalde bodemvariabele volgens de Duncan-test of de niet-parametrische Dunns meerdere vergelijkingen-test. p. 53
- Figuur 4.8 Gemiddelden van pH-H₂O (A), pH-KCl (B), CaCO₃-concentratie (in %; C) en gehalte organisch materiaal (in %; D), van de bovenste bodemlaag (0-15 cm), voor de groepering volgens strooiselkwaliteit. De foutbalken geven de standaardfout op het gemiddelde weer. De letters boven de foutbalken geven weer of er een significant verschil is tussen de verschillende groepen bij een bepaalde bodemvariabele volgens de Duncan-test. p. 53
- Figuur 4.9 Indicatorsoortanalyses bij de hiërarchische clustering van de vegetatiematrix waarbij de zeldzame soorten behouden zijn. Bij zes groepen is er een lage gemiddelde p-waarde en een hoog aantal significante indicatorsoorten. p. 54
- Figuur 4.10 Gemiddelden van de gewogen gemiddelde Ellenberg-indicatorwaarden van licht, vocht, zuurtegraad en stikstof voor de groepen van de hiërarchische clustering, met behoud van de zeldzame soorten. De foutbalken geven de standaardfout op het gemiddelde weer. De letters boven de foutbalken geven weer of er een significant verschil is tussen de verschillende groepen bij een bepaalde Ellenbergindicator volgens Dunns meerdere vergelijkingen-test. p. 56
- Figuur 4.11 Gemiddelden van pH-H₂O (A), pH-KCl (B), CaCO₃-concentratie (in %; C) en gehalte organisch materiaal (in %; D) bij de verschillende diepten bodemstaal voor de groepen van de hiërarchische clustering met behoud van de zeldzame soorten. De foutbalken geven de standaardfout op het gemiddelde weer. De letters boven de foutbalken geven weer of er een significant verschil is tussen de verschillende groepen bij een bepaald pH of percentage, volgens de Duncan-test. p. 57
- Figuur 4.12 2-dimensionale ordinatieruimte waarbij de kruid- en struiksoorten (A) en de proefvlakken met hun hiërarchische clustering (B) weergegeven zijn ten opzichte van de ordinaatassen. Correlaties met de assen staan onder en links naast B met de Spearman-correlatiecoëfficiënten weergegeven. p. 58

LIJST VAN TABELLEN

Tabel 2.1	Aandeel van populier in de bossen van de Vlaamse provincies in 2001 (Van Slycken et al., 2002)	p. 18
Tabel 2.2	Afbraaksnelheid van het bladstrooisel van verschillende (voor het Sint-Annabos relevante) boomsoorten onder vergelijkbare omstandigheden (Hermy & Vandekerckhove, 2004)	p. 20
Tabel 2.3	Vergelijking van de afbraaksnelheid van het bladstrooisel van verschillende (voor het Sint-Annabos relevante) boomsoorten op vergelijkbare groeiplaatsen. De donkergrijze velden geven de meeste waarnemingen weer. (Krapfenbauer & Gasch, 1989)	p. 21
Tabel 2.4	Vegetatietypes in de Vlaamse populierenbossen (Verstraeten et al., 2004)	p. 25
Tabel 2.5	De 15 sterkst geassocieerde soorten uit de ondergroei van populier, in volgorde van afnemende binding (Hermy, 1985)	p. 25
Tabel 2.6	Vermogen van verschillende boomsoorten om als bestand schaduw te leveren onder vergelijkbare omstandigheden, opgedeeld in 6 categorieën (zeer groot, groot, matig, gering, zeer gering, uiterst gering; Hermy & Vandekerckhove, 2004)	p. 27
Tabel 3.1	GPS-coördinaten van de zuidwestelijke punten van alle proefvlakken (P) die we in het Sint-Annabos legden. 'N' is noorderbreedte en 'E' is oosterlengte.	p. 33
Tabel 3.2	De decimale schaal van Londo (Londo, 1975)	p. 34
Tabel 3.3	Betekenis van de Ellenberg-indicatorwaarden (E) voor licht, vocht, stikstof en zuurtegraad (Ellenberg & Leuschner, 2010)	p. 35
Tabel 3.4	Naamgeving van de proefvlakken aan de hand van het relatieve percentage grondvlak dat de hoofd- (A) en nevenboomsoorten (B) innemen (Afdeling bos, natuur en landschap, 2015)	p. 39
Tabel 4.1	Lijst van alle plantensoorten die we in drie geneste proefvlakken hebben waargenomen. In de derde kolom staan de afkortingen die in de resultaten gebruikt zijn.	p. 44
Tabel 4.2	Naam van elk proefvlak (P) aan de hand van het relatieve percentage grondvlak die elke boomsoort in het proefvlak inneemt, volgens de bestandsnaammethode van Afdeling bos, natuur en landschap (2015). Daarbij betekent de aanduiding '/' dat de boomsoorten links ervan meer dan 50% innemen, de aanduiding '+' betekent dat de boomsoorten links ervan tussen 25% en 50% innemen en de boomsoorten rechts van '+' nemen tussen 10% en 25% in.	p. 45
Tabel 4.3	CaCO ₃ -concentraties (in %) gemeten in 1978 en 2015 voor de bovenste, de onderste en de totale bodemlaag. In de tweede kolom staan de proefvlakken van 2015 waarvan we bodemstalen namen en die liggen in de percelen van 1978. 'Gem.' staat voor gemiddelde en 'St.dev' staat voor standaardafwijking.	p. 46
Tabel 4.4	Gehalte organisch materiaal (in %) gemeten in 1978 en 2015 voor de bovenste, de onderste en de totale bodemlaag. 'Gem.' staat voor gemiddelde en 'St.dev' staat voor standaardafwijking.	p. 47
Tabel 4.5	Gewogen gemiddelde Ellenberg-indicatorwaarden bij elk proefvlak (P), waarbij L staat voor 'licht', F voor 'vocht', R voor 'zuurtegraad' en N voor 'stikstof'. Met 'Gem.' het gemiddelde en 'St.dev' de standaardafwijking van alle proefvlakken.	p. 48

- Tabel 4.6 pH-H₂O, pH-KCl, CaCO₃-concentraties (in %) en gehalte organisch materiaal (in %), gemeten in 2015, van de bovenste (1 = 0-15 cm), middelste (2 = 15-30 cm) en onderste bodemlaag (3 = 30-50 cm). Dat voor alle proefvlakken waarvan we bodemstalen namen. 'Gem' staat voor gemiddelde, 'St.dev' voor standaardafwijking en 'o.m.' staat voor organisch materiaal. p. 52
- Tabel 4.7 De bovenste tabel geeft alle hoofdboomsoorten van de proefvlakken weer die bij een bepaalde groep, van de hiërarchische clustering met behoud van zeldzame soorten, horen. De onderste tabel geeft de kruid- en struiksoorten weer waarvan de gemiddelde abundantie in een bepaalde groep van proefvlakken groter of gelijk is aan 50%, vergeleken met de gemiddelde abundantie van die soort in alle proefvlakken. Onderlijnde kruid- en struiksoorten zijn soorten die alleen in die groep voorkomen (relatieve abundantie = 100%). p. 55

LIJST MET GEBRUIKTE AFKORINGEN EN SYMBOLEN

#sp	Aantal soorten in de kruid- en struiklaag
BaCl ₂	Bariumchloride
BKS	Totale bedekking van kruid- en struiklaag (%)
BJ	Boerenjasmijn (<i>Philadelphus coronarius</i> L.)
C/N	Koolstof-stikstof verhouding
CaCO ₃	Calciumcarbonaat
F	Ellenbergindicator vocht
Fe ₂ (SO ₄) ₃	Ijzer(III)sulfaat
Gem.	Gemiddelde
GV	Grondvlak (m ² /ha)
H ⁺	Waterstofion
H ₂ O	Gedemineraliseerd water
H ₂ SO _{4c}	Geconcentreerd zwavelzuur
H ₃ PO ₄	Ortho-fosforzuur
HCl	Zoutzuur
K ₂ Cr ₂ O ₇	Kaliumdichromaat
KCl	Kaliumchloride
KD	Gemiddelde kroondiameter van de hoofdboomsoort (m)
L	Ellenbergindicator licht
MCF	Moisture correction factor
N	Ellenbergindicator stikstof
NaOH	Natriumhydroxide
NMS	Niet-metrische multidimensionale schaling
o.m.	Organisch materiaal
OSG	Overschermingsgraad
P	Proefvlak
PD	Populierendreef
pH-H ₂ O	Actuele zuurtegraad
pH-KCl	Potentiële zuurtegraad
R	Ellenbergindicator zuurtegraad
S	Ellenbergindicator zout
St.dev	Standaardafwijking
Strooi	Strooisel
WP	Wilde pruim (<i>Prunus domestica</i> L.)

Voor bodemdieptes:

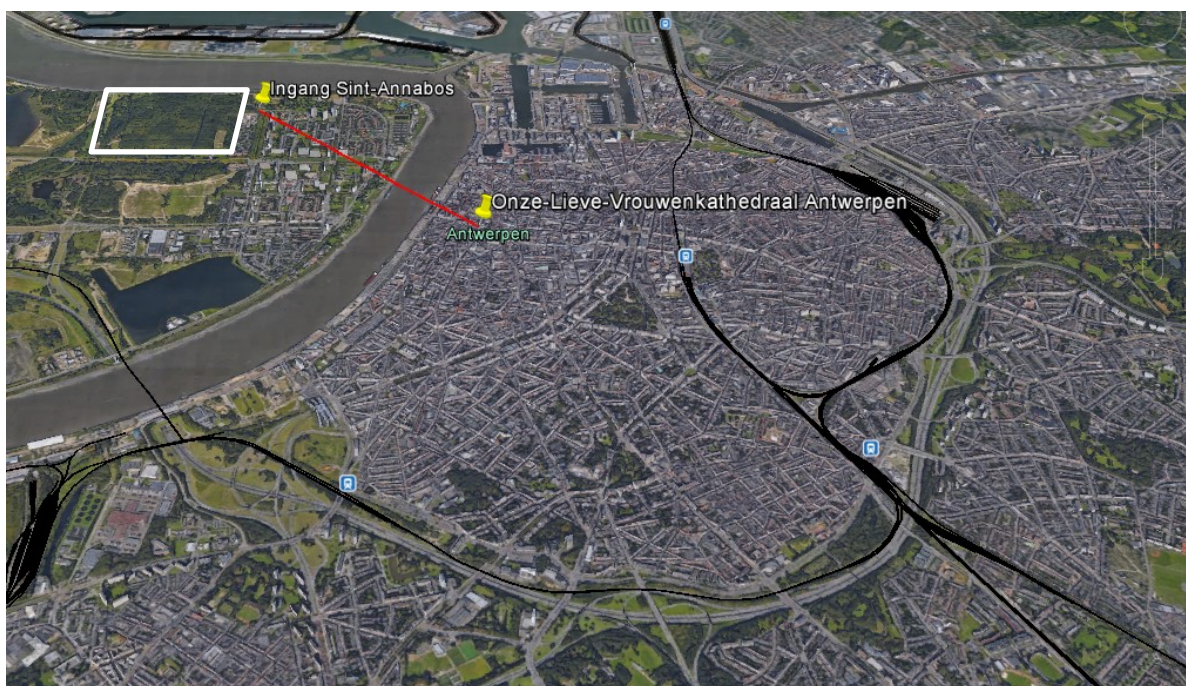
- | | |
|---|----------|
| 1 | 0-15 cm |
| 2 | 15-30 cm |
| 3 | 30-50 cm |

1 INLEIDING

Volgens Rockström et al. (2009) zijn we in een nieuw tijdperk terecht gekomen waarin menselijke activiteit de drijvende kracht is achter de milieuveranderingen op Aarde. Dat noemen ze het Antropoceen. Hoewel daarover veel discussie bestaat (Monastersky, 2015), is er volgens het International Panel on Climate Change (IPCC)-rapport van 2014 geen twijfel meer dat de atmosfeer en de oceanen zijn opgewarmd sinds 1950. Ook is er bewijs dat de klimaatverandering reeds een impact heeft gehad op de natuurlijke systemen (IPCC, 2014).

Om in het stabiele Holoceen te blijven stelden Rockström et al. (2009) planetaire grenzen op waarbinnen de mens een veilige exploitatieruimte heeft. Een belangrijke manier om binnen die grenzen te blijven, is door ontbossing tegen te gaan. Dat zorgt onder andere voor een trager verlies aan biodiversiteit en een lagere concentratie aan atmosferische koolstofdioxide, wat de klimaatverandering tegengaat. Hoewel ontbossing wettelijk verboden is in Vlaanderen, verdween er in 2014 toch nog 0,72 hectare bos per dag (De Somviele, 2016).

De populier (*Populus L.*) vormt een belangrijk aandeel in het Vlaamse bosareaal. Vroeger was de populier namelijk een heel populaire boom om aan te planten, vooral omwille van de snelle houtopbrengst (Van Slycken et al., 2002). De aanplantingen gebeurden ook om diverse andere redenen. Zo ontstond in 1951 het Sint-Annabos in Antwerpen om zandverstuivingen tegen te gaan en om een groene zone te creëren op het Linkeroever. De gronden van het Sint-Annabos zijn afkomstig van baggerspecie uit de Schelde (Van Boghout, 1978).



Figuur 1.1 Sint-Annabos (wit omkaderd) in het urbane gebied van Antwerpen. De afstand tussen de ingang van het Sint-Annabos en Onze-Lieve-Vrouwenkathedraal bedraagt 2,27 km. (Google earth, 2013a)

Het Sint-Annabos is zeer waardevol omdat het in urbaan gebied ligt (zie figuur 1.1). Ademloos, Natuurpunt Antwerpen Noord en Bond beter leefmilieu schatten zelfs dat de maatschappelijke waarde van het bos 166,8 miljoen euro bedraagt (Grietens, 2010) en dat het voor een meerwaarde van 42 miljoen euro per jaar zorgt (Bond beter leefmilieu, 2011). Daarbij baseerden ze zich op de luchtzuiverende werking van het bos en zijn milderende impact op de klimaatverandering. Ook dat het bos

recreatiemogelijkheden biedt aan de 516 009 inwoners van de stad Antwerpen (Buurtmonitor, 2015) rekenden ze mee. Het groene gebied vermindert stress en bevordert de gezondheid. Bovendien creëert het een maatschappelijk draagvlak voor natuur- en milieubescherming. Verder vormt het bos ook een belangrijke buffer voor geluidsoverlast en fijn stof tussen de Antwerpse ring, de industrie en de woonkernen (NatuurpuntWAL, 2016). Ten slotte zorgt het stadsbos ook voor een verhoging van het aantal habitatten, die schaars en sterk versnipperd zijn in het urbane gebied. Zo werkt het mee aan het behoud van de biodiversiteit.

Het Sint-Annabos wordt echter bedreigd. De Vlaamse overheid (Beheermaatschappij Antwerpen mobiel, 2015) streeft er namelijk naar om de Antwerpse ring, de R1, volledig rond te maken. De Oosterweelverbinding moet daar een oplossing in bieden. Tijdens de aanleg zal er ongeveer 71 hectare van het Sint-Annabos verdwijnen om plaats te maken voor de werf. De bouw van de Oosterweelverbinding zou begin 2017 van start gaan.

Het is daarom belangrijk om te onderzoeken wat de huidige toestand van het Sint-Annabos is, zodat we weten wat er verloren zal gaan. Bovendien heeft Erik Van Boghout in 1977 – '78 het Sint-Annabos al eens geïnventariseerd. Daardoor kunnen we bestuderen hoe het bos gedurende 37 jaar geëvolueerd is. Zo proberen we te achterhalen hoe de bodemevolucie onder populier verloopt op baggerspecie. We vermoeden daarbij dat het populierenbos tijdens die periode kalkarmer en meer organisch wordt.

Die hypothesen testen we door in afgebakende proefvlakken bodemstalen te nemen op drie verschillende dieptes. De bodemstalen onderzoeken we op gebied van kalkgehalte en gehalte organisch materiaal. Die gehalten vergelijken we met de resultaten van Van Boghout (1978). Zo kunnen we veranderingen in de tijd bestuderen.

Een tweede aspect dat we bestuderen is het verschillend effect van diverse boomsoorten op de bodem en de kruidlaag. Door de spontane vestiging van nieuwe boomsoorten en kleine, relatief recente aanplantingen is er namelijk een grotere diversiteit en mengeling van boomsoorten ten opzichte van 1977. Daarbij vermoeden we dat het populierenbos trager verzuurt door zijn rijk bladstrooisel en dat de kruidlaag onder populier dichter is door zijn pionierskarakter.

Om die hypothesen te testen, meten we in de afgebakende proefvlakken ook boomdiameters, volume dood hout en bedekkingsgraad van de aanwezig planten. Verder meten we ook de pH-H₂O en pH-KCl van de genomen bodemstalen.

2 LITERATUURSTUDIE

2.1 Evolutie van de populier in Vlaanderen

Het Sint-Annabos in Antwerpen bestaat voornamelijk uit populieren. Daarom bestuderen we in deze literatuurstudie de autecologie van dat boomgeslacht waarbij we de populier ook vergelijken met andere boomsoorten.

De populier (*Populus* L.) is een geslacht van loofbomen uit de wilgenfamilie (Salicaceae). Populieren zijn lichtboomsoorten, gekarakteriseerd door hun pionierskarakter en zeer snelle jeugdgroei (Van Slycken et al., 2010). De jaarlijkse hoogtegroeï kan meer dan 2 m bedragen bij cultuurpopulieren en de diameter breidt zich met ongeveer 4 cm per jaar uit (Meiresonne & Van Slycken, 1996).

Verstraeten et al. (2003a) stellen dat de massale aanplanting van populier in Vlaanderen vooral kort na de Tweede Wereldoorlog plaatsvond. Voormalige landbouwgronden en bestaande beekbegeleidende hak- en middelhoutbossen bleken toen geschikte plaatsen te zijn om populieren in te brengen. Dat heeft een belangrijke bijdrage geleverd aan de uitbreiding van het Vlaamse bosareaal (Van Slycken et al., 2002). De populier had zijn populariteit vooral te danken aan zijn vele gebruiksmogelijkheden. Populierenbossen kunnen bijvoorbeeld dienen als: voedergrassenproducent, voedsel en dekking voor wilde dieren, aantrekkingspleister voor recreanten, houtvezelproducent ... (DeByle & Winokur, 1985). Volgens Dickmann (2001) is ongeveer 50% van de totale jaarlijkse loofhoutproductie in Vlaanderen nog steeds afkomstig uit populierenbossen. Geoogst populierenhout is namelijk heel veelzijdig en gemakkelijk bruikbaar door zijn laag gewicht, zachtheid, lichte kleur en uniforme textuur. Het doet dan ook dienst als verpakkingsmiddel en is bruikbaar in de industrietakken van fineer, zaaghout en papier (Van Slycken et al., 2002).

De populier maakt dus een essentieel deel uit van het Vlaamse bos (zie tabel 2.1; Van Slycken et al., 2002). Populieren hebben echter doorheen de jaren een negatief imago gekregen. Volgens Van Slycken et al. (2002, 2010) komt dat doordat het een uitheemse boom is die groeit in monofunctionele rijenteelten. Bovendien zouden ze verzuiming, verdroging, lage biodiversiteit en bodemdegradatie veroorzaken. Ook blijkt, volgens Verstraeten et al. (2003a), het beheer van een economisch rendabele populierenteelt (zoals de korte kapcyclus, de exploitatieschade en de drainagegrachten in combinatie met kaalslagsystemen) rampzalige gevolgen te hebben op de aanwezige natuurwaarden. Natuurverenigingen gaan daardoor vaak (te) snel over tot kapping. Volgens Verstraeten et al. (2004) is er echter nog onvoldoende objectief onderzoek verricht naar de ecologische waarde van populierenbossen in Vlaanderen om daarover al definitieve besluiten te kunnen trekken.

Tabel 2.1 Aandeel van populier in de bossen van de Vlaamse provincies in 2001 (Van Slycken et al., 2002)

Provincie	% van totale bosoppervlakte per provincie	Aantal ha (benadering)
Antwerpen	7,8	3600
Vlaams-Brabant	22,2	11100
West-Vlaanderen	10,6	800
Oost-Vlaanderen	29,4	5000
Limburg	10,4	2700
Vlaanderen	13,8	20300

In een populierenteelt komen vooral hybriden voor die superieure eigenschappen vertonen in vergelijking met de zuivere soorten. Ze vertonen namelijk heterosis, waarbij de eerste generatiehybriden de groeisnelheid van beide ouders overtreffen (Dickmann, 2001). Volgens Van Slycken et al. (2010) gebruikten telers aanvankelijk Canadapopulieren (*Populus x canadensis* Moench). Dat is een verzamelnaam voor de hybriden die spontaan ontstonden tussen de ingevoerde Amerikaanse populier (*Populus deltoides* Marsh.) en de inheemse Zwarte populier (*Populus nigra* L.). Oude klonen zoals 'Serotina' en 'Robusta' behoren tot die variëteiten. 'Robusta' is de kloon die in het Sint-Annabos voorkomt. Sinds 1948 komt ook bewuste veredeling in Vlaanderen voor. De belangrijkste selectiecriteria daarvan zijn: groeikracht, vorm, ziekteresistentie, bewortelingsvermogen ... (Van Slycken et al., 2010).

2.2 Invloed van populier op de bodem

De wisselwerking tussen vegetatie en primaire groeiplaatsfactoren (zoals substraat, hydrologie ...) bepalen de bodemeigenschappen. Bomen hebben dus een sterke invloed op de bodem, waarbij er een merkbaar verschil is tussen verschillende boomsoorten. We bekijken daarom de samenstelling en afbraaksnelheid van het organisch materiaal die de bomen produceren. Dat beïnvloedt namelijk de zuurtegraad, de daaraan gekoppelde ontkalking en de uitspoeling van basische kationen (calcium, magnesium en kalium; Den Ouden et al., 2010).

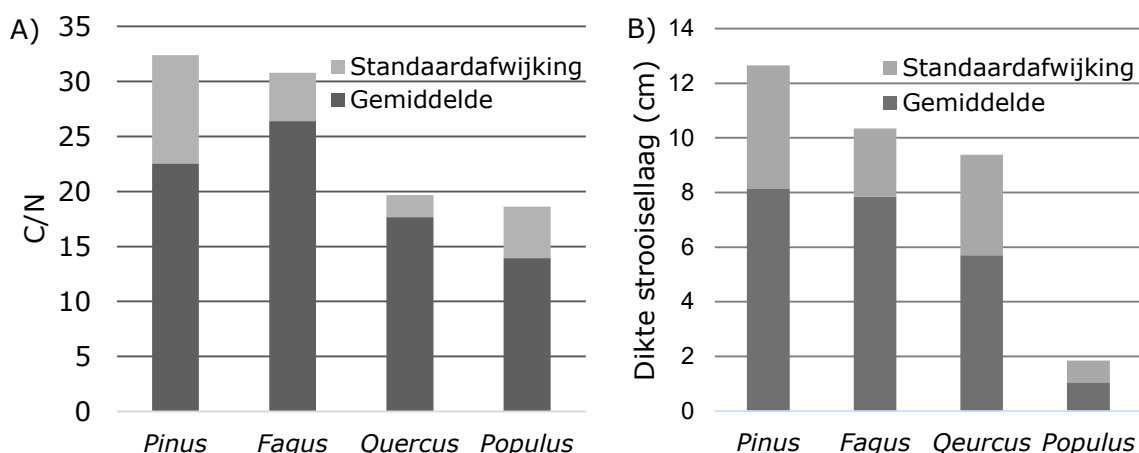
2.2.1 Afbraaksnelheid van populierstrooisel

Strooisel is het dood materiaal afkomstig van bomen en struiken, dat op de bosbodem valt. De afbraaksnelheid van dat strooisel is afhankelijk van de chemische samenstelling en de zuurtegraad. Over het algemeen breekt strooisel sneller af als het nutriëntenrijk is, een hoge pH heeft en lagere verhoudingen van koolstof en lignine heeft ten opzichte van andere nutriënten (De Schrijver et al., 2010a). Een lage C/N verhouding zorgt voor een relatief snelle afbraak van het strooisel, terwijl strooisel met een hoge C/N verhouding langer in de bodem blijft (De Schrijver et al., 2010a; Gybels et al., 2013).

Volgens Stump & Binkley (1993) heeft strooisel van loofbomen over het algemeen een hoger stikstofgehalte en een lager C/N verhouding in vergelijking met coniferen. Het onderzoek van Buck & St. Clair (2012) bevestigde dat toen ze bodemmetingen verzamelden in bossen gedomineerd door populier, gemengde bossen en bossen gedomineerd door coniferen. Die bossen bevonden zich in het Fishlake National Forest in Utah. Hun resultaten lieten lagere stikstofgehalten en hogere C/N verhoudingen zien naarmate de dominantie van coniferen toenam. Bij de populierstandplaatsen waren de totale gehalten aan stikstof, nitraat en ammonium zelfs bijna twee keer zo hoog. Ook Royer-Tardif & Bradley (2011) vonden, in Canadese boreale bossen, een lagere C/N verhouding onder Amerikaanse ratelpopulier (*Populus tremuloides* Michx.) in vergelijking met Struikden (*Pinus banksiana* Lamb.).

Populier vertoont diezelfde strooiseigenschap ook in Vlaanderen. Dat bewezen Vancampenhout et al. (2010) in hun onderzoek rond Vlaamse maritiem gematigde bossen. Daarbij vergeleken ze bossen gedomineerd door: Grove den (*Pinus sylvestris* L.), Beuk (*Fagus sylvatica* L.), Zomereik (*Quercus robur* L.) en hybridepopulier (*Populus* spp.). In de bodem van het dennenbos maten ze een laag stikstof- en koolstofgehalte, en een hoge C/N verhouding. Dat ging gepaard met dikke strooisellagen en een morachtige humus (zie 2.2.3). De donkerdere beukenstandplaatsen hadden ook een hoge C/N verhouding, dikke strooisellagen en een mor- of moderachtige humus. De eikenbossen bleken een minder dikke strooisellaag te hebben en een mull- of moderachtige humus. Bovendien had de bodem een hoger stikstofgehalte en een lagere C/N verhouding in vergelijking met de vorige twee. Maar vooral de

populierstandplaatsen hadden een significant dunnere strooisellaag en een lager C/N verhouding dan die van beuk en den (zie figuur 2.1).



Figuur 2.1 Gemiddelde en standaardafwijking van de C/N verhouding (A) en de strooisellaagdikte (in cm; B) gemeten in Vlaamse bossen gedomineerd door vier verschillende boomsoorten (Vancampenhout et al., 2010)

Hermey & Vandekerckhove (2004) stellen dat de afbraaksnelheid van bladstrooisel afhankelijk is van de biologische activiteit van de bodem en de kwaliteit en kwantiteit van het geproduceerde strooisel. In tabel 2.2 hebben zij die afbraaksnelheid onderverdeeld in vijf categorieën (zeer traag, traag, matig, snel en zeer snel) voor verschillende boomsoorten onder vergelijkbare omstandigheden. Opvallend daarbij is dat het bladstrooisel van Witte abeel (*Populus alba* L.) snel afbreekt, terwijl die van Canadapopulier (*P. x canadensis*) matig snel en die van Ratelpopulier (*Populus tremula* L.) zelfs traag afbreekt. Als we dat vergelijken met tabel 2.3 van Krapfenbauer & Gasch (1989) zien we dat populier daar een goede tot matige afbraaksnelheid heeft. Daarbij is de afbraaksnelheid opgedeeld in vier categorieën (heel goed, goed, matig en slecht). Verder heeft, volgens Hermey & Vandekerckhove (2004), het bladstrooisel van Grove den (*P. sylvestris*) een matige afbraaksnelheid en die van Zomereik (*Q. robur*) een zeer trage. Dat spreekt de resultaten van Vancampenhout et al. (2010) en van Krapfenbauer & Gasch (1989) tegen.

Tabel 2.2 Afbraaksnelheid van het bladstrooisel van verschillende (voor het Sint-Annabos relevante) boomsoorten onder vergelijkbare omstandigheden (Hermey & Vandekerckhove, 2004)

Boomsoort		Afbraaksnelheid bladstrooisel
Noorse esdoorn	<i>Acer platanooides</i> L.	Matig
Gewone esdoorn	<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	Matig
Zwarte els	<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	Snel
Ruwe berk	<i>Betula pendula</i> Roth	Traag
Beuk	<i>Fagus sylvatica</i> L.	Zeër traag
Gewone es	<i>Fraxinus excelsior</i> L.	Zeër snel
Grove den	<i>Pinus sylvestris</i> L.	Matig
Witte abeel	<i>Populus alba</i> L.	Snel
Ratelpopulier	<i>Populus tremula</i> L.	Traag
Canadapopulier	<i>Populus x canadensis</i> Moench	Matig
Zomereik	<i>Quercus robur</i> L.	Zeër traag
Amerikaanse eik	<i>Quercus rubra</i> L.	Zeër traag
Valse acacia	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	Snel
Schietwilg	<i>Salix alba</i> L.	Zeër snel
Winterlinde	<i>Tilia cordata</i> Mill.	Traag

Tabel 2.3 Vergelijking van de afbraaksnelheid van het bladstrooisel van verschillende (voor het Sint-Annabos relevante) boomsoorten op vergelijkbare groeiplaatsen. De donkergrijze velden geven de meeste waarnemingen weer. (Krapfenbauer & Gasch, 1989)

Soort	Heel goed < 1 jaar	Goed < 2 jaar	Matig < 4 jaar	Slecht > 4 jaar
Els				
Es				
Esdoorn				
Lijsterbes				
Wilg				
Populier				
Eik				
Berk				
Beuk				
Grove den				
Douglas				

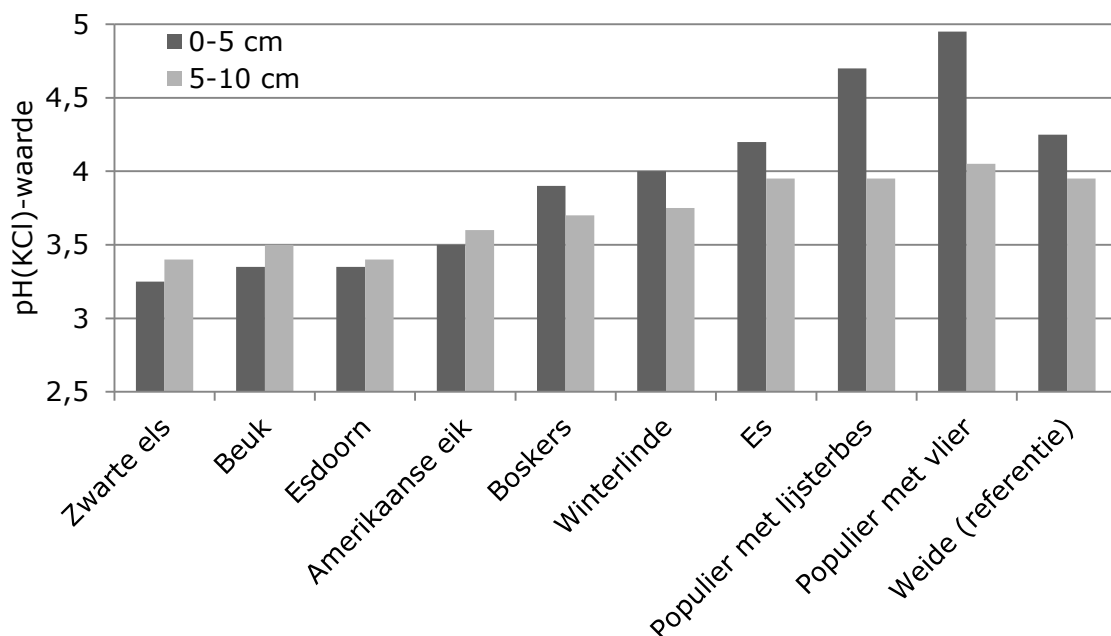
Sabau et al. (2010) hadden ook tegensprekende resultaten in Canada. Zij vergeleken bossen gedomineerd door Westamerikaanse balsempopulier (*Populus trichocarpa* Torr. & Gray.) met bossen gedomineerd door coniferen (Douglasspar (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco), Westerse hemlockspar (*Tsuga heterophylla* (Raf.) Sarg) en Reuzenlebensboom (*Thuja plicata* Donn ex. D. Don.)). De C/N verhouding van populier bleek daar 22,5 te zijn, wat niet significant verschilde met de 24,2 van coniferen. Zij besloten dus dat het bladstrooisel van de onderzochte boomsoorten gelijkaardige decompositiesnelheden hadden. Reich et al. (2005) stellen dan weer dat de calciumconcentratie (Ca) in strooisel significant hoger is bij naaktzadigen (coniferen) dan bij de bedektzadigen (onder andere populier). Volgens De Schrijver et al. (2010a) is een hoge calciumconcentratie in strooisel gerelateerd aan een hoge afbraaksnelheid van de strooisellaag. In hun onderzoek bleek de calciumconcentratie van populier (Robusta) het hoogst te zijn in vergelijking met onder andere: Amerikaanse es (*Fraxinus americana* L.), Zwarte els (*A. glutinosa*), Amerikaanse eik (*Q. rubra*) en Beuk (*F. sylvatica*).

Populier neemt natuurlijk ook stikstof op. Yuan & Chen (2009) bestudeerden dat bij de Amerikaanse ratelpopulier (*P. tremuloides*) aan de hand van stikstofconcentraties in groene en verouderde bladeren, en de opname ervan. Daarbij gebruikten ze boreale bossen van verschillende leeftijden in Canada die gelijkaardige ontstaans-, bodem- en klimaatomstandigheden hadden. Ze merkten op dat de jongere populierstandplaatsen efficiënter en meer bedreven waren in het absorberen van stikstof dan de oudere standplaatsen. De bosleeftijd had dus een significant effect, terwijl volgens hen de beschikbaarheid van stikstof in de bodem geen rol speelde. Dat spreekt de bevindingen van Zak et al. (2000) tegen. Zij ondervonden namelijk dat een gelimiteerde beschikbaarheid van bodemstikstof de plantaardige biomassa-productie van populier beperkt bij een verhoogde koolstofdioxideconcentratie.

Volgens Van Slycken et al. (2002) kunnen populieren de uitloging van stikstof verminderen (zie 2.2.2). Daardoor zijn ze bruikbaar bij de zuivering van afvalwater en kunnen ze als bufferstroken dienst doen tussen intensieve landbouwpercelen en waterlopen. Rees et al. (2011; 2012) namen ook waar dat populieren hoge concentraties aan boor kunnen opnemen uit de bodem en die kunnen accumuleren in hun bladeren. De accumulatie van boor in het bladweefsel blijft zelfs verdergaan na aanvang van necrose. Het accumulatievermogen van de populier is dus geassocieerd met een hypertolerantie voor boor in het levend weefsel en een opslag van boor in het dood bladweefsel. Volgens Rees et al. (2012) zijn populieren in staat om een met boor verontreinigde bodem te saneren.

2.2.2 Invloed van populierstrooisel op de zuurtegraad

Van Slycken et al. (2002), Verstraeten et al. (2003b) en De Schrijver et al. (2010a) stellen dat populieren grote hoeveelheden mineralen, zoals basische kationen, kunnen opnemen uit de bodem. Die komen in de bladeren terecht waarna ze door bladval opnieuw op de grond belanden. De chemische samenstelling van de bladeren zorgt vervolgens voor een snelle strooiselafbraak en een actieve mull met een neutrale pH. Een goede strooiselkwaliteit zorgt dus voor een snelle strooiselafbraak, waardoor nutriënten sneller in het boscossysteem circuleren en de bodem minder snel verzuurt (De Schrijver et al., 2010b). Er is daardoor ook een betere binding van mineralen in het bodem-humuscomplex waardoor onder andere stikstof minder uitlooft (Van Slycken et al., 2002; Verstraeten et al. 2003b). Dat komt overeen met de resultaten van Sabau et al. (2010). Zij stelden vast dat de minerale bodem onder populieren hogere totale stikstofconcentraties en een hogere basenverzadiging had, vergeleken met coniferen. Bovendien zou het populierstrooisel een hogere kwaliteit aan nutriëntconcentraties bezitten. Ook uit de gegevens van Buck & St. Clair (2012) bleek dat er een hogere beschikbaarheid aan minerale voedingsstoffen aanwezig was in de bovenste horizonten van populierstandplaatsen in vergelijking met coniferen.



Figuur 2.2 De pH-KCl van de bovenste minerale bodem in bebossingen van landbouwgrond met negen verschillende boomsoorten (Mortagnebos) en met weide als referentie (Dossche, 1998)

Volgens Van Slycken et al. (2002) is populier dus in staat om bodemdegradatie en verzuring tegen te gaan en de bodemvruchtbaarheid te verbeteren. De resultaten van Sabau et al. (2010), Vancampenhout et al. (2010) en Royer-Tardif & Bradley (2011) bevestigen dat de gemiddelde pH van de bosbodems significant hoger is onder populier dan in een coniferen-, beuken- of eikenbos. Ook Thomaes et al. (2012) ondervond dat eik (*Q. robur*) en Wintereik (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) zuurtolerante soorten begunstigde, terwijl populier (*Populus x euramericana* en *Populus x interamericana*) de zuurintolerante soorten begunstigde. Die resultaten komen overeen met die van het onderzoek van Dossche (1998) in het Vlaamse Mortagnebos. Hij bestudeerde de invloed van verschillende aangeplante boomsoorten op de bodemontwikkeling bij landbouwgronden (zie figuur 2.2).

Boomsoorten die aanleiding geven tot verzuring zijn boomsoorten waarvan het strooisel slecht afbreekt en dus een hoge C/N verhouding hebben (Hommel et al., 2002; De Keersmaeker et al., 2015). Bij de omzetting van de uitwendige strooisellaag ontstaan namelijk organische zuren die de buffercapaciteit in de minerale bovengrond verbruiken (Hommel et al., 2002). Volgens De Schrijver et al. (2010b) biedt de bodem weerstand tegen bodemverzuring aan de hand van zijn buffercapaciteit. De aanwezigheid van calciumcarbonaat in de bodem is bepalend voor die buffercapaciteit. Bekalken van de bodem kan bodemverzuring dus afremmen.

2.2.3 Humus en biologische activiteit onder populier

De groei van vegetatie zorgt ervoor dat er jaarlijks een hoeveelheid organisch materiaal op de bodem valt. De groeiplaats en het vegetatietype bepalen daarbij hoe de afbraak van dat materiaal gebeurt. Op die manier ontstaan er kenmerkende verdelingen van organische stof op en/of in de bodem (Den Ouden et al., 2010). Populierenbossen zorgen zo voor een hoger organisch stofgehalte in de bodem. Volgens Buck & St. Clair (2012) was dat duidelijk zichtbaar bij de vergelijking van populierenbossen met gemengde bossen en coniferenbossen op eenzelfde bodemtextuur. De bodem van de coniferenbossen vertoonden daarbij het laagste organische stofgehalte en dus ook het laagste waterhoudend vermogen.

Verder is de organische stof ook bepalend voor de aanwezige humusvorm. Zo vind je in populierenbossen vooral de mullhumusvorm terug (Muys & Lust, 1992; Van Slycken et al., 2002; Verstraeten et al. 2003b; Sabau et al., 2010). Sabau et al. (2010) vonden onder populier zelfs bijna dubbel zoveel mullachtige humus terug als onder coniferen. Bij mullprofielen ontbreekt een duidelijke (permanente) strooisellaag (Den Ouden et al., 2010). Hommel et al. (2001) associëren mull met een voedsel- en basenrijk milieu. Mull wijst op een snelle strooiselafbraak en mineralisatie, een hoog gehalte aan gemakkelijk beschikbare kationen en stikstof, een neutrale tot zwak zure pH, een volledige vermenging van humus met de minerale bodem en veel regenwormen (Hommel et al., 2001; Mekking, 2003; Den Ouden et al., 2010). Mull is de meest biologisch actieve humusvorm, terwijl mor het minst biologisch actief is (Hommel et al., 2001; Den Ouden et al., 2010). In de morprofielen is er een duidelijk zichtbare uitwendige strooisellaag aanwezig (Den Ouden et al., 2010). Moder zit tussen mor en mull in (Fons et al., 1998). Muys & Lust (1992) vonden in de Vlaamse bossen met een mullhumus epigeïsche (strooiselwormen), endogeïsche (bodemwoelers) en anecische (diepgravers) regenwormsoorten (Lumbricidae) terug. Bij de standplaatsen met mor en moder vonden ze enkel epigeïsche soorten terug.

Die drie grote functionele groepen van regenwormsoorten verschillen in de mate waarin ze bodemlagen vermengen. De epigeïsche regenwormen leven vooral in de bovenste organische lagen en voeden zich met strooisel aan het bodemoppervlak. Daardoor mengen ze de organische en minerale grondlagen slechts beperkt (Eisenhauer et al., 2007; Asshoff et al., 2010; Kuyper et al. 2010). De endogeïsche regenwormen vertoeven in de bovenste minerale bodemlagen en consumeren vooral minerale materialen (Eisenhauer et al., 2007, 2009; Asshoff, et al., 2010). Ze vormen horizontale, niet-permanente gangen in de bodem (Simonson et al., 2010). Ten slotte zijn er ook nog de anecische regenwormen, die zich net zoals de epigeïsche regenwormen voeden met strooisel aan het bodemoppervlak. Zij leven in permanente verticale gangen, die ze tot meer dan 2 m diep in de bodem graven. Daardoor verplaatsen ze mineraal bodemmateriaal van de onderste grondlagen naar het oppervlak en incorporeren ze afval van bodemoppervlak in diepere bodemlagen (Bouché, 1977; Eisenhauer et al., 2007; Asshoff, et al., 2010; Kuyper et al. 2010). De Schrijver et al. (2010a) stellen dat de hoge calciumconcentratie in populierenstrooisel, voor een hoge diversiteit in de regenwormpopulatie kan zorgen. Een diverse regenwormpopulatie heeft een positief effect op de bodem door: het bevorderen van de

bodemvorming, vorming van een strooisellaag tegengaan, beluchting en afwatering verbeteren ... (Faber & Van Der Hout, 2009).

Ook bekalken kan, volgens De Schrijver et al. (2010b), de regenwormpopulatie stimuleren. Dat heeft een structurele verbetering van de humuslaag, de minerale bosbodem en de nutriëntenvoorziening tot gevolg. Door de toename van de bodembioologische activiteit breekt het organisch materiaal namelijk sneller af. De humuslaag zal dan verdunnen, waardoor nutriënten (zoals basische kationen) eruit vrijkomen. Eisenhauer et al. (2007) bestudeerden het effect van een invasie van regenwormsoorten in een Canadees bos gedomineerd door Amerikaanse ratelpopulier (*P. tremuloides*). Zij concludeerden dat de anecische regenwormsoort *Lumbricus terrestris* L. en de endogeïsche regenwormsoort *Octolasion tyrtaeum* Savigny de organische en minerale bodemlagen vermengden. Daardoor verhoogde de minerale inhoud van de humuslaag en verdunnen de organische lagen. Hun invloed op de pH verschilde echter. De anecische regenwormsoort verhoogde namelijk de pH in de strooisellaag. Volgens hen kwam dat doordat *L. terrestris* minerale bodem met een hoge pH uit de diepere bodemlagen haalt en naar het oppervlakte brengt. De endogeïsche regenwormsoort daarentegen verlaagde de pH in de organische lagen. Die vermengden de organische lagen met de bovenste minerale bodemlagen, waarvan de pH lager is.

Populierenbossen zouden volgens Buck & St. Clair (2012) ook een hogere bodemademhaling hebben tijdens de zomer. In hun onderzoek bleek de bodemademhaling sterk afhankelijk te zijn van de temperatuur en het vochtgehalte in de bodem, waardoor er een piek was in juli. Een lage bodemvochtigheid kan de bodemademhaling namelijk limiteren door de microbiële inname van de organische substraten te limiteren en een microbiële dormantie te veroorzaken (Jassal et al., 2008). De resultaten van Buck & St. Clair (2012) suggereren dus dat populierbodems een hogere biologische activiteit hebben in vergelijking met conifeerbosbodems en gemengde bosbodems, zeker bij optimale omstandigheden. Vancampenhout et al. (2010) bekwamen gelijkaardige resultaten. Zij zagen dat bossen gedomineerd door populier de hoogste bodemademhaling en microbiële biomassa hadden in vergelijking met dennen-, beuken- en eikenbossen. Buck & St. Clair (2012) besloten dat veranderingen in het klimaat en ecosysteem, die het verlies van populier bevorderen, een significante weerslag kunnen hebben op de beschikbaarheid van bronnen en zo ook op de biologische gemeenschap.

2.3 Invloed van populier op de kruidvegetatie

2.3.1 Dominerende plantensoorten onder populier

We hebben vastgesteld dat populier een significante impact op de bodem heeft. De bodemeigenschappen en andere factoren die eigen zijn aan populier, bepalen de aanwezige plantgemeenschap.

Populierenbossen hebben vaak een weinig waardevolle vegetatie. De meeste aanplantingen zijn namelijk homogeen, monoclonaal en gelijkjarig, waardoor er weinig structuurdiversiteit is (Verstraeten et al., 2003b). Verstraeten et al. (2004) definieerden acht verschillende vegetatietypes in de Vlaamse populierenbossen (zie tabel 2.4). De meest voorkomende planten zijn: Vlier (*Sambucus* L.) (Verstraeten et al., 2003b) en Braam (*Rubus* L.) in de struiklaag, en ruigtekruiden zoals Grote brandnetel (*Urtica dioica* L.) en Kleefkruid (*Galium aparine* L.) in de kruidlaag (Verstraeten et al., 2003a). Volgens Verstraeten et al. (2003a) zijn bosplanten er relatief zeldzaam.

Tabel 2.4 Vegetatietypes in de Vlaamse populierenbossen (Verstraeten et al., 2004)

Vegetatietype	Aandeel (%)	Oppervlakte Vlaanderen (ha)
Grazig type	11	2900
Nat type met weinig brandnetel	11	2700
Nat type met veel brandnetel	26	6550
Speenkruid-brandneteltype	6	1500
Soortenarm brandneteltype	8	2050
Braam-brandneteltype	23	5700
Verzadigd type met brandnetel	7	1800
Verzadigd type met braam	8	1900

We weten reeds dat populierstrooisel een sterk bufferend effect heeft op de bodem (Van Slycken et al., 2002; Verstraeten et al., 2003b; De Schrijver et al., 2010a). Volgens Thomaes (2001) en Van Slycken et al. (2002) heeft dat in principe tot gevolg dat zuurgevoelige bosplanten (zoals Slanke sleutelbloem (*Primula elatior* (L.) Hill) zich goed kunnen vestigen. In tegenstelling tot vele andere boomsoorten waarvan het strooisel een verzurend effect heeft op de bodem. Verstraeten et al. (2004) stellen bovendien dat populieren door hun snelle groei, vlot geschikte kiem- en groeiomstandigheden voor allerlei bosplanten, bomen en struiken creëren. Ook scheppen ze een optimaal bosklimaat met een relatief hoge luchtvochtigheid, lage windsnelheid, lage lichtintensiteit en relatief kleine temperatuurschommelingen.

Thomaes (2001) ondervond echter dat populier vooral voor gunstigere kiemomstandigheden zorgt voor soorten met een hoog concurrentievermogen, zoals akkeronkruiden (bijvoorbeeld Akkerdistel (*Cirsium arvense* (L.) Scop.) en ruigtekruiden. Die soorten verdringen de bosplanten. Er zou een verband bestaan tussen een aantal stikstofminnende ruigtekruiden en de aanwezigheid van populieren (zie tabel 2.5; Hermy, 1985). Volgens Hendriks (1977) is de populier zelf de oorzaak van de toename van dergelijke ruigtekruiden, en dan vooral van Grote brandnetel (*U. dioica*), ten koste van de bosplanten.

Tabel 2.5 De 15 sterkst geassocieerde soorten uit de ondergroei van populier, in volgorde van afnemende binding (Hermy, 1985)

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam
Grote brandnetel	<i>Urtica dioica</i> L.
Hennepnetel	<i>Galeopsis tetrahit</i> + <i>bifida</i> L.
Geel nagelkruid	<i>Geum urbanum</i> L.
Kleefkruid	<i>Galium aparine</i> L.
Moerasspirea	<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.
Ruw beemdgras	<i>Poa trivialis</i> L.
Hondsdrif	<i>Glechoma hederacea</i> L.
Drienerfmuur	<i>Moehringia trinervis</i> (L.) Scop.
Kale jonker	<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.
Speenkruid	<i>Ranunculus ficaria</i> L.
Muskuskruid	<i>Adoxa moschatellina</i> L.
Fijn laddermos	<i>Eurynchium praelongum</i> (Hedw.) Ochyra.
Gewoon dikkopmos	<i>Brachytecium rutabulum</i> (Hedw.) Schimp.
Engelwortel	<i>Angelica sylvestris</i> L.
Bosandoorn	<i>Stachys sylvatica</i> L.

We gaan de dominantie van Grote brandnetel (*U. dioica*) in een populierenbos verder bestuderen (zie figuur 2.3). Uit het experiment van Pigott & Taylor (1964) blijkt dat een toename van stikstof en fosfor in de bodem de aanwezigheid van Grote brandnetel (*U. dioica*) sterk bevordert. Vooral als er voldoende licht aanwezig is. Door de sterke concurrentiekracht van Grote brandnetel (*U. dioica*) voor licht en nutriënten, kan de plant andere lichtminnende kruidachtige soorten onderdrukken (Verstraeten et al., 2004). Verstraeten et al. (2003a) kwamen bij hun studie eigenlijk tot dezelfde besluiten voor populierenbossen. Zij stelden vast dat de aanwezigheid van het ruigtekruid te maken had met de jonge leeftijd van de populierenbossen, gepaard met een aanrijking van fosfor door het vroegere landbouwgebruik. Bovendien zorgen het ruime plantverband en de korte kapcycli van de beheerders voor drainage en lichtrijke omstandigheden. Dat zou erop neerkomen dat de populier als boomgeslacht toch niet de oorzaak is voor de dominantie van het ruigtekruid. Dat komt overeen met het onderzoek van Van Slycken et al. (2002) en van Verstraeten et al. (2004). Zij zeggen dat een voldoende dichte onderetage de ontwikkeling van ruigtekruiden zoals Grote brandnetel (*U. dioica*) en Braam (*Rubus* spp.), kan onderdrukken. De hogere schaduwgraad en de verminderde concurrentie van ruigtekruiden hebben daarbij een positief effect op de ontwikkeling van de bosvegetatie.



Figuur 2.3 Dominantie van Grote brandnetel (*U. dioica*) in een Canadapopulierenproefvlak (proefvlak 10) in het Sint-Annabos (foto: Freya Michiels)

De conclusies die Lust et al. (2001) trokken uit hun studie van 175 populieraanplantingen, stroken eveneens met die bevindingen. Daaruit bleek dat een populierenbos zich kan ontwikkelen tot een gemengd, gestructureerd en multifunctioneel bos. Dat kan bovendien samengaan met een hoger natuurbehoud, recreatieve en landschappelijke waarde. De wetenschappers stelden immers vast dat de initieel slecht ontwikkelde ondergroei geleidelijk verder ontwikkelde met toenemende bosleeftijd (het aantal jaar dat een terrein tot op heden ononderbroken

bebost is geweest; Verstraeten et al., 2004). De aanplantingen waar de populieren minstens 50 jaar oud waren, hadden zelfs een zeer grote spontane ingroei.

Verder ondervonden De Keersmaecker et al. (2004) dat bosleeftijd gecorreleerd is met vocht, koolstof, totaal stikstof- en fosforgehalte in de bodem. Daarbij ondervonden ze dat bosleeftijd twee processen heeft die de dominantie van Grote brandnetel (*U. dioica*) kunnen doorbreken. Die processen zijn: de immobilisatie van fosfor in de bodem en de vermindering van instraling op de bosvloer. De bosleeftijd is ook volgens Verstraeten et al. (2004) belangrijk. Volgens hen is de kruidlaag van een populierenbos van tweede generatie op een kalkrijke bodem vergelijkbaar met die van een oud essenbestand. Dat zou betekenen dat beide boomsoorten dezelfde gunstige ecologische eigenschappen hebben. De Keersmaecker et al. (2015) concluderen dat de recente ontstaansgeschiedenis van populierenbossen, de geïsoleerde ligging en de aanrijking van bodem met fosfor door voormalig landbouwgebruik, de redenen zijn voor de geringe floristische diversiteit in populierenbossen.

Wolf et al. (2006) bekeken het effect dat bekalken had op de vegetatie in Nederlandse multifunctionele bossen. Zij zagen dat een hoger gehalte aan calciumcarbonaat ervoor zorgde dat de hoogte van de kruidlaag en het gemiddeld aantal plantensoorten significant toenamen. Aan de hand van de Ellenberg-indicatorwaarden concludeerden zij dat droogtestress verminderde, de calciumverzadiging toenam en het stikstofaanbod steeg. Opvallend was wel dat van de soorten die in de bekalkte standplaatsen significant meer voorkwamen dan in de onbekalkte, er geen één een typische bosplantsoort was. Vooral de nitrofiële ruderalen (zoals Kleefkruid (*G. aparine*), Grote brandnetel (*U. dioica*) en Vogelmuur (*Stellaria media* (L.) Vill.) kwamen er meer voor dan in de onbekalkte percelen.

2.3.2 Lichtdoorlatend vermogen van populier

Verstraeten et al. (2004) stelden vast dat naast het doorbreken van de dominantie van Grote brandnetel (*U. dioica*), de bosleeftijd ook de lichtintensiteit beïnvloedt. De vegetatie van een populierenbos evolueert daardoor constant, waarbij de lichtminnende soorten metertijd vervangen worden door meer schaduwtolerante bosplanten. De onderetage speelt daarbij een belangrijke rol. Als die ontbreekt of weinig ontwikkeld is, kan het zijn dat lichtminnende (ruigte)kruiden permanent overleven. De bosleeftijd heeft dus een aanzienlijke invloed op de vegetatie.

Tabel 2.6 Vermogen van verschillende boomsoorten om als bestand schaduw te leveren onder vergelijkbare omstandigheden, opgedeeld in 6 categorieën (zeer groot, groot, matig, gering, zeer gering, uiterst gering; Hermy & Vandekerckhove, 2004)

Boomsoort		Schaduwwerpend vermogen
Noorse esdoorn	<i>Acer platanoides</i> L.	Groot
Gewone esdoorn	<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	Groot
Zwarte els	<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	Matig
Ruwe berk	<i>Betula pendula</i> Roth	Zeer gering
Beuk	<i>Fagus sylvatica</i> L.	Zeer groot
Gewone es	<i>Fraxinus excelsior</i> L.	Matig
Grove den	<i>Pinus sylvestris</i> L.	Zeer gering
Witte abeel	<i>Populus alba</i> L.	Matig
Ratelpopulier	<i>Populus tremula</i> L.	Gering
Canadapopulier	<i>Populus x canadensis</i> Moench	-
Zomereik	<i>Quercus robur</i> L.	Gering
Amerikaanse eik	<i>Quercus rubra</i> L.	Matig
Valse acacia	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	Matig
Schietwilg	<i>Salix alba</i> L.	Gering
Winterlinde	<i>Tilia cordata</i> Mill.	Groot

Licht is een belangrijke limiterende factor van de bosvegetatie en/of rijkdom (Hill, 1979; Roberts, 1991; Jennings et al., 1999). Zo kan de boomlaag een determinerende invloed uitoefenen op de kruidlaag door schaduw te werpen (Hermy & Vandekerckhove, 2004). Jennings et al. (1999) ondervonden dat de structuur van de boomlaag de hoeveelheid, de intensiteit en de verspreiding in tijd en ruimte van licht bepaalt. Bovendien beïnvloedt het de lokale neerslag en luchtbewegingen. Die factoren bepalen samen de luchtvochtigheid, de temperatuur en tot op zekere hoogte de bodemvochtigheid in een bos.

De mate waarin bomen schaduw werpen verschilt van boomsoort tot boomsoort door hun verschil in bladgrootte, bladkenmerken, vertakkingswijze van takken en stammen, groei ... (zie tabel 2.6). Zo zou populier een matig tot gering vermogen hebben om schaduw te leveren, terwijl dat vermogen bij beuk zeer groot is (zie figuur 2.4; Hermy & Vandekerckhove, 2004). Soorten in de ondergroei verschillen in hun optimale lichtbehoefte (Barbier et al., 2008). Ellenberg & Leuschner (2010) verdeelden vaatplanten onder in negen indicatorwaarden voor licht, gaande van 'planten van diepe schaduw' naar 'planten van volle zon'. Lichtminnende planten houden het dus niet lang vol onder een sterk gesloten kronendak. Hermy & Vandekerckhove (2004) stellen echter dat veel bosplanten technieken ontwikkeld hebben om de overschaduw in loofbossen te omzeilen. Zo zijn er planten die zich in het voorjaar ontwikkelen, voordat de bomen in blad komen, om aan de schaduw te ontsnappen. Aanplantingen van naaldbomen kunnen daarbij een probleem vormen. Ook volgens Hill (1979) kunnen conifeerstandplaatsen zoals Zilver spar (*Abies* spp.), Spar (*Picea* spp.) en Hemlock spar (*Tsuga* spp.) vaatplanten in de kruidlaag vrijwel elimineren met hun dichte schaduw. Onder meer doorlatende kronen zoals die van Lork (*Larix* spp.) en Den (*Pinus* spp.) kan een groter aandeel aan flora overleven.



Figuur 2.4 Zeer groot schaduwwerpend vermogen en diens invloed op de kruidlaag in een beukenproefvlak (proefvlak 15) in het Sint-Annabos. Achter het beukenproefvlak staan Canadapopulieren. (foto: Freya Michiels)

Kuhn et al. (2011) vergeleken de relatieve contributie van gemeenschappen bestaande uit Amerikaanse ratelpopulier (*P. tremuloides*) en uit coniferen (*Pinus jeffreyi* Balf., Draaiden (*Pinus contorta* Douglas), Colorado-zilverspar (*Abies concolor* (Gordon) Lindley ex Hildebrand) en *Abies magnifica* A. Murray) op de ondergroei in California (Verenigde Staten). Het onderzoek toonde aan dat de populieren een hogere soortendiversiteit, meer unieke plantensoorten en een hogere heterogeniteit in de samenstelling ervan hadden, in vergelijking met de coniferen. Ook bleek dat een toenemende totale bedekkingsgraad bij de populierstandplaatsen negatief gecorreleerd was aan de plantdiversiteit in de ondergroei. Volgens Kuhn et al. (2011) werpen naaldbomen een diepere schaduw dan populieren en kunnen dus de plantgemeenschap verarmen als ze de populieren vervangen. Dat suggereert dat de karakteristieken van de ondergroei bij populieren sterk samenhangen met de lichttransmissie van het kronendak. Andere onderzoeken tonen dat ook aan. Zoals die van Messier et al. (1998) en die van Lieffers et al. (1999), waarin staat dat de hoge lichttransmissie van populier voor de ontwikkeling van een dichte en grote onderbegroeiing kan zorgen. Bovendien bevestigde het onderzoek van Messier et al. (1998) dat schaduwintolerante boomsoorten (zoals *Populus* spp., *Betula* spp., *Pinus* spp.) meer licht doorlaten dan schaduwtolerante soorten.

Thomaes et al. (2012) bestudeerden het effect van twee boomgroepen, namelijk eik (Zomereik (*Q. robur*) en Wintereik (*Q. petraea*)) en populier (*P. x euramericana* en *P. x interamericana*), op de vegetatiesamenstelling in Vlaamse post-agrarische bossen. De bedekking in de ondergroei van bossoorten met een hoog lichtbehoefte bleek significant hoger te zijn in de populierstandplaatsen dan in de eikenstandplaatsen. Volgens Hermans & Vandekerckhove (2004) heeft Zomereik (*Q. robur*) echter een zeer gering vermogen om schaduw te werpen.

Qian et al. (2003) hebben de ondergroei vergeleken tussen standplaatsen met Zwarte spar (*Picea mariana* (Mill.) Britton, Sterns & Poggenburg) en met Amerikaanse ratelpopulier (*P. tremuloides*) in West-Canadese boreale bossen. Daaruit bleek dat er een hogere soortendiversiteit was onder populier en dan vooral van kruidachtige planten. De oorzaak zou te maken hebben met verschillen in primaire milieufactoren (zoals topografie, klimaat ...), soortensamenstelling en eigenschappen van de humusvorm. Die humusvorm hangt samen met de dominante bomen in het bladerdak. Légaré et al. (2001) kwamen andere resultaten uit toen ze de ondergroei in Oost-Canadese boreale bossen bestudeerden. Hun standplaatsen waren gedomineerd door Amerikaanse ratelpopulier (*P. tremuloides*), Papierberk (*Betula papyrifera* Marsh.), Struikden (*P. banksiana*), Witte spar (*Picea glauca* (Moench) Voss) en Balsemzilverspar (*Abies balsamea* (L.) Mill.). Zij zagen dat de verschillende types bosareaal de plantensamenstelling beïnvloedden door verschillen in lichtdoorlatendheid en nutriëntencyclus. De rijkdom, gelijkmatigheid en diversiteit van de ondergroei bleken echter niet te variëren tussen de verschillende boomsoorten. Het verschil tussen de twee onderzoeken kan te wijten zijn aan de ecologische verschillen die zich voordoen in West-Canada ten opzichte van Oost-Canada (Qian, 2003).

Je kan niet zomaar besluiten dat de vegetatie in populierenbossen waardeloos is. De reeds vermelde eigenschappen van populieren (bodemverzuring tegengaan en gunstige omstandigheden creëren) zorgen er zelfs voor dat ze een voordeel kunnen vormen ten opzichte van andere boomsoorten. Zo zijn ze namelijk zeer geschikt voor een ecologisch verantwoorde pioniersbebossing van landbouwgronden (Verstraeten et al., 2004). Ook is de boom bruikbaar voor de instandhouding van sterk gereduceerde en gefragmenteerde bosoppervlaktes. Boothroyd-Roberts et al. (2013) onderzochten die geschiktheid van populier voor bosherstel. Zij ondervonden dat de transitie naar een natuurlijk bos sneller verliep bij populieraanplantingen dan bij verlaten onbeplante velden en natuurlijke tweede groei bossen. Ze faciliteren namelijk de kolonisatie van zaailingen en creëren kansen voor de ondergroei.

3 MATERIAAL EN METHODEN

3.1 Gebiedsbeschrijving

Het Sint-Annabos is de groene long van de stad Antwerpen, gelegen langs de Schelde op Antwerpen-Linkeroever (zie figuur 3.1). Het ligt tussen 51°14'39,92" en 51°13'39,92" noorderbreedte, en tussen 4°21'39,21" en 4°22'36,36" oosterlengte (Google earth, 2013b). Het bos is slechts 3 kilometer verwijderd van de Grote markt en neemt een oppervlakte in van 96 hectare. Het bevindt zich tussen een woonkern en het natuurgebied Blokkersdijk. Het Sint-Annabos is in eigendom van de beheersmaatschappij Antwerpen Mobiel. Het Agentschap van Natuur en Bos staat in voor het beheer ervan. Wegens de plannen van de Oosterweelverbinding vindt er momenteel echter geen beheer plaats (NatuurpuntWAL, 2016).



Figuur 3.1 Ligging van het Sint-Annabos in Antwerpen (Google earth, 2013b)

Volgens Van Boghout (1978) zijn de gronden van het bos gelegen in de voormalige Borgerweertpolder. De Ferrariskaart (1778; zie figuur 3.2) geeft ook die typische strakke streepverkaveling weer, die eigen was aan het oud-polderland. In 1896 is die polder onteigend geweest en gedurende 50 jaar opgespoten met baggerspecie uit de Schelde (Van Boghout, 1978; Geopunt, 2016). Op de bodemkaart staat het dan ook weergegeven als opgehoogd terrein (Geopunt, 2016). Uit het onderzoek van Van Boghout (1978) naar de granulometrische samenstelling van de bodem, bleek dat alle bodemstalen als classificatie zand hadden. Er waren echter drie uitzonderingen die gerangschikt werden als licht kleiig zand, namelijk de bovenste bodemlaag van perceel 3 en 6, en de onderste bodemlaag van perceel 9. Volgens hem was dat het gevolg van het opvoeren van de poldergrond op die plaatsen.

Van Boghout (1978) beschreef dat tussen 1951 en 1953 het Sint-Annabos werd aangeplant zoals wij het de dag van vandaag kennen. De hoofdredenen daarbij waren: zandverstuivingen tegengaan en een groene zone creëren op Linkeroever. Bij de aanplanting van het bos waren de omstandigheden niet ideaal. Men vertrok namelijk van: een diepe zandbodem, een zo goed als onbegroeid oppervlak en een ongewone

water- en luchthuishouding in de bodem. Verder zijn er, volgens Van Boghout (1978) en NatuurpuntWAL (2016), nog sporen terug te vinden van het legerkamp "Top Hat" dat er gevestigd lag in 1944 - '45. Er zijn nog betonplaten terug te vinden in de bodem en het rechtlijnige weggennet bleef behouden. Het Stadsbestuur van Antwerpen stelde op 20 mei 1970 het "St. Anna-wandebos" voor het publiek open (Van Boghout, 1978).



Figuur 3.2 Ferrariskaart (1787) van het Sint-Annabos (Geopunt, 2016)

Geopunt (2016) geeft weer dat het Sint-Annabos op het gewestplan staat aangegeven als groengebied. Verder is het bos ook als biologisch waardevol weergegeven op de biologische waarderingskaart en is het ten zuiden, zuidwesten en westen omgeven door beschermde landschappen. Bovendien is de Schelde, die ten noorden loopt, aangegeven als habitatrichtlijngebied en is het natuurreserveaat Blokkersdijk vogelrichtlijngebied.

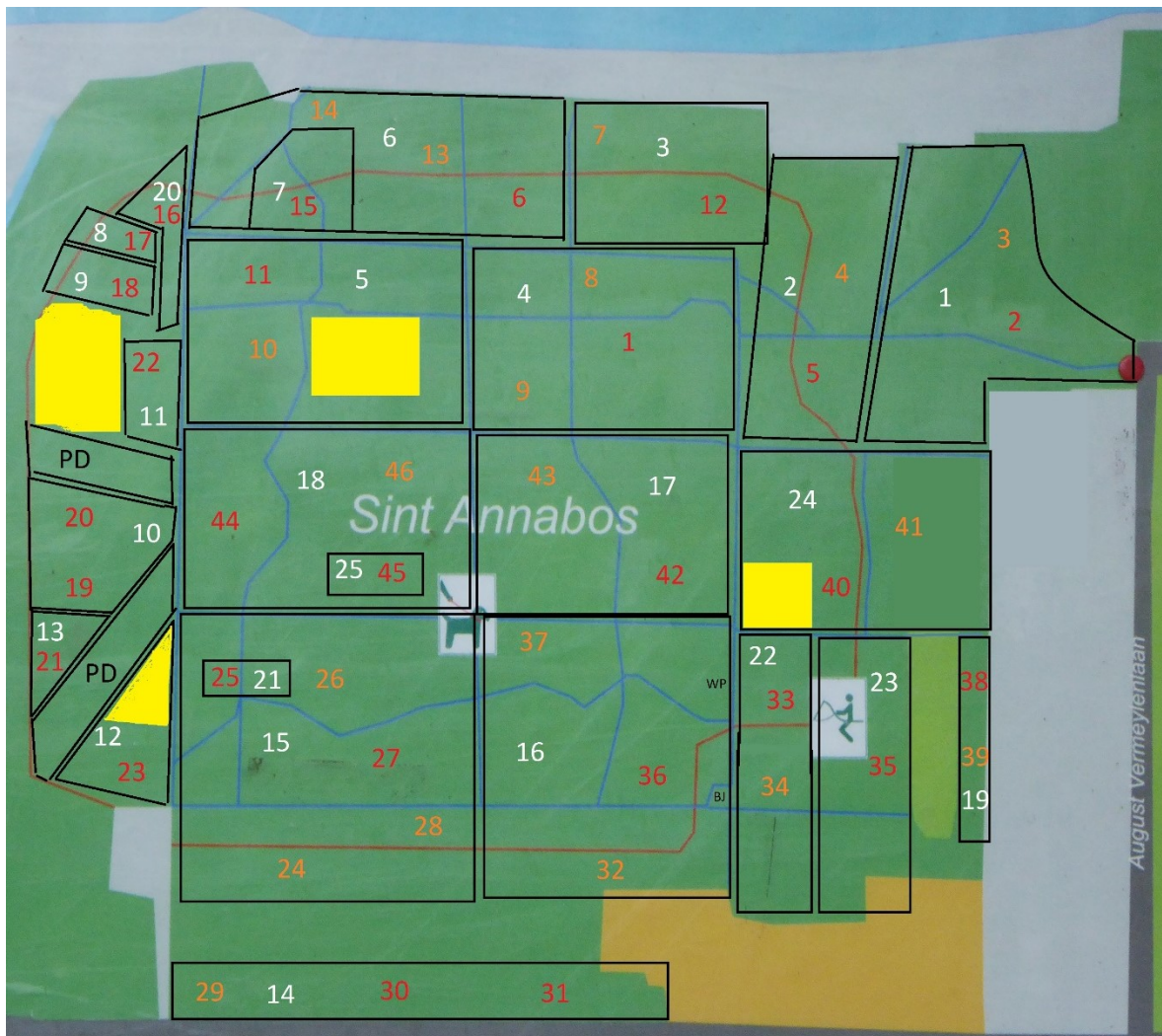
Het KMI (2016) bevestigt dat net als voor heel België, het klimaat van het Sint-Annabos een gematigd zeeklimaat is met frisse, vochtige zomers en zachte, regenachtige winters. Op de klimaatatlas zien we bovendien dat het Sint-Annabos een jaarlijkse gemiddelde temperatuur heeft van 10,5 tot 11°C, een jaarlijkse gemiddelde globale zonnestraling van 2,77 tot 2,81 kWh/m² per dag en een jaarlijkse gemiddelde zonneschijnduur van 4,5 tot 4,6 uren per dag. Ook heeft het Sint-Annabos een jaarlijkse gemiddelde neerslaghoeveelheid van 800 tot 900 mm, jaarlijks gemiddeld 130 tot 135 dagen neerslag (1 mm/dag) en een gemiddeld aantal onweersdagen van 15 tot 17 dagen per jaar.

3.2 Veldonderzoek

3.2.1 Vegetatieopname

We hebben het Sint-Annabos verdeeld in verschillende bestanden aan de hand van een vragenlijst van Afdeling bos, natuur en landschap (2015). Bij die bestandskeuze keken we vooral naar verschillen in bovenetage, onderetage en kruidlaag. Ook telden we het aantal bomen van elke soort en maten we de gemiddelde diameter van elke aanwezig boomsoort in een afgebakend proefvlak. Dat gaf een eerste indruk van het bos. Belangrijk om te weten is dat wij geen rekening hebben gehouden met randbomen die in het bos aangeplant zijn naast de wandelpaden, zoals Plataan (*Platanus x hispanica* Münchh.) aan de hoofdingang.

Bij elk bestand hebben we proefvlakken gekozen die representatief waren voor heel het bestand (zie figuur 3.3). Het aantal proefvlakken per bestand was afhankelijk van de homogeniteit en de grootte van het bestand. Als we meerdere proefvlakken in één bestand legden, hebben we erop gelet dat er zo veel mogelijk verschillende soorten en begroeiingsdichtheden aan bod kwamen.

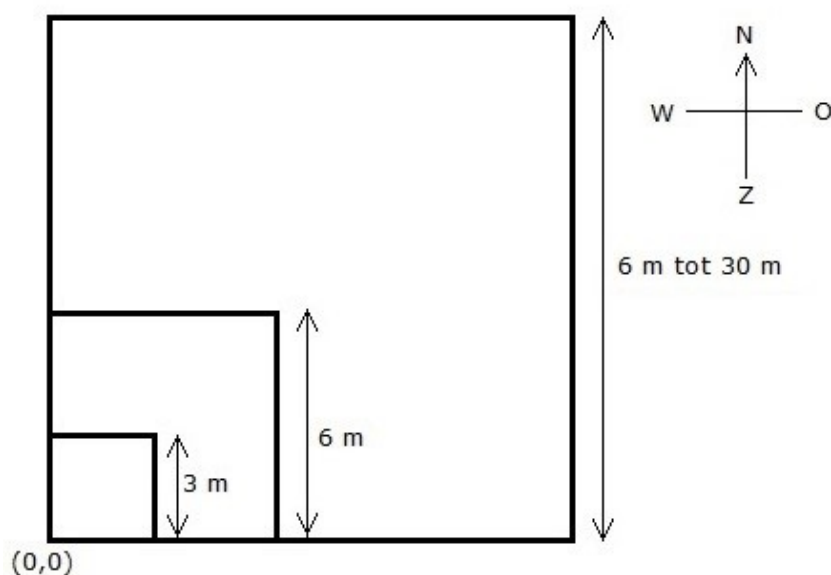


*Figuur 3.3 Sint-Annabos waarbij de witte cijfers het bestandsnummer, de oranje cijfers de proefvlakken zonder bodemstaalname en de rode cijfers de proefvlakken met bodemstaalname weergeven. De open vlakten zijn in het geel weergegeven. 'PD' staat voor populierendreef, 'BJ' voor boerenjasmijn (*Philadelphus coronarius* L.) en 'WP' voor wilde pruim (*Prunus domestica* L.). (Agentschap voor natuur en bos, s.a.)*

Om het proefvlak te leggen, begonnen we met het (0,0)-punt te bepalen waarop we de GPS-coördinaten aflazen (zie tabel 3.1 en figuur 3.4). Dat punt lag altijd in de zuidwestelijke hoek. Vanaf dat (0,0)-punt maten we met twee rolmaten van 50 m drie vierkanten af, waarbij we houten stokken gebruikten om de hoekpunten aan te duiden. In het kleinste vierkant van 3 m x 3 m schatten we allereerst het percentage dat bedekt was door kruiden (% kruid), mos (% mos), strooisel (% strooisel) en het percentage kale grond (% kaal). Vervolgens schatten we de bedekkingsgraad van elke plantensoort die aanwezig was in de kruidlaag. Daarbij keken we hoeveel percent van de grond bedekt was door de verticale projectie van de plant met zijn bladeren. Die schatting deden we met behulp van de decimale schaal van Londo (Londo, 1975; zie tabel 3.2).

Tabel 3.1 GPS-coördinaten van de zuidwestelijke punten van alle proefvlakken (P) die we in het Sint-Annabos legden. 'N' is noorderbreedte en 'E' is oosterlengte.

P	Bestand	N	E	P	Bestand	N	E
1	4	51°14,019'	04°22,150'	24	15	51°13,756'	04°21,833'
2	1	51°14,055'	04°22,499'	25	21	51°13,837'	04°21,818'
3	1	51°14,058'	04°22,535'	26	15	51°13,841'	04°21,916'
4	2	51°14,017'	04°22,363'	27	15	51°13,803'	04°21,937'
5	2	51°13,946'	04°22,312'	28	15	51°13,763'	04°21,976'
6	6	51°14,101'	04°22,089'	29	14	51°13,702'	04°21,845'
7	3	51°14,088'	04°22,147'	30	14	51°13,691'	04°21,905'
8	4	51°14,012'	04°22,111'	31	14	51°13,698'	04°22,013'
9	4	51°14,031'	04° 22,007'	32	16	51°13,763'	04°22,059'
10	5	51°14,020'	04°21,851'	33	22	51°13,859'	04°22,272'
11	5	51°14,048'	04°21,842'	34	22	51°13,792'	04°22,296'
12	3	51°14,093'	04°22,253'	35	23	51°13,805'	04°22,354'
13	6	51°14,063'	04°22,012'	36	16	51°13,818'	04°22,211'
14	6	51°14,103'	04°21,922'	37	16	51°13,849'	04°22,073'
15	7	51°14,071'	04°21,912'	38	19	51°13,861'	04°22,472'
16	20	51°14,105'	04°21,805'	39	19	51°13,792'	04°22,468'
17	8	51°14,092'	04°21,763'	40	24	51°13,889'	04°22,324'
18	9	51°14,047'	04°21,729'	41	24	51°13,924'	04°22,413'
19	10	51°13,915'	04°21,695'	42	17	51°13,889'	04°22,199'
20	10	51°13,921'	04°21,709'	43	17	51°13,930'	04°22,108'
21	13	51°13,850'	04°21,672'	44	18	51°13,909'	04°21,843'
22	11	51°13,990'	04°21,758'	45	25	51°13,895'	04°21,947'
23	12	51°13,815'	04°21,764'	46	18	51°13,937'	04°21,989'



Figuur 3.4 Afmetingen van een proefvlak, met in de 3 m x 3 m de opname van de kruidlaag, in de 6 m x 6 m de opname van de struiklaag en in de 6 m x 6 m tot 30 m x 30 m de opname van de boomlaag (waarbij de oppervlakte afhankelijk is van het aantal bomen dat erop staan). Inlezing van de GPS-coördinaten op het (0,0)-punt.

Tabel 3.2 De decimale schaal van Londo (Londo, 1975)

Symbol	Bedekking	Aanvulling	Gemiddelde
.1	< 1%	. = r (raro): <3 individuen	0,5%
.2	1 – 3%	= p (pauculum): 3 – 20 individuen	2%
.4	3 – 5%	= a (amplius): 20 – 100 individuen	4%
1	05 – 15%	1- = 5 – 10%	7,5%
		1+ = 10 – 15%	12,5%
2	15 – 25%		20%
3	25 – 35%		30%
4	35 – 45%		40%
5	45 – 55%	Bedekking > 5%: aantal individuen willekeurig	50%
6	55 – 65%		60%
7	65 – 75%		70%
8	75 – 85%		80%
9	85 – 95%		90%
10	95 – 100%		97,5%

In het tweede vierkant van 6 m x 6 m schatten we de bedekking van elke plantensoort die aanwezig was in de struiklaag, waarbij we de maximale hoogte van een struik op 8 m namen. Dat deden we opnieuw met behulp van de Londoschaal. De bedekking van de kruid- en struiklaag gebruikten we om de dichtheid van de ondergroei te bestuderen en om de dominante planten te bepalen. Daarbij maakten we ook gebruik van de totale bedekking van de kruid- en struiklaag, waarbij we voor elk proefvlak de gemiddelde Londowaarden optelden.

Ten slotte schatten we ook de bedekkingsgraad van de boomsoorten in de boomlaag met de Londoschaal. Dat deden we in het grootste vierkant, die een variabele oppervlakte had van 6 m x 6 m tot en met 30 m x 30 m. Daarbij werkten we standaard met de maximale oppervlakte van 30 m x 30 m, die we zo hadden ingesteld om het overzicht te kunnen blijven behouden. Om de haalbaarheid te vergroten keken we ook naar het aantal bomen die in dat oppervlakte stond en verkleinden we de grootte van het oppervlakte totdat er minstens 15 bomen in stonden.

Bij elke bedekkingsgraad van de Londoschaal bepaalden we de gemiddelden. Die gebruikten we allereerst om de overschermingsgraad van de boomlaag te bepalen. Daarbij telden we de gemiddelden van elke boomsoort bij elkaar op, zodat we de overschermingsgraad per proefvlak hadden. Ten tweede gebruikten we die gemiddelden om het gewogen gemiddelde van de Ellenberg-indicatorwaarden per proefvlak te berekenen. Dat deden we voor alle plantensoorten in de kruid- struik- en boomlaag die we hadden gedetermineerd tijdens onze vegetatieopname. Daarbij maakten we gebruik van de Ellenberg-indicatorwaarden (zie tabel 3.3) die Hill (1999) herwerkte zodat ze beter toepasbaar zijn voor Groot-Brittannië. Vlaanderen zou op gebied van klimaat namelijk beter overeenkomen met Groot-Brittannië dan met Centraal-Duitsland (waarvoor Ellenberg de waarden had opgesteld; Inverde, 2011). We vulden die waarden aan met de oorspronkelijke waarden van Ellenberg (Ellenberg & Leuschner, 2010) voor de soorten waarvoor geen waarden bekend zijn bij Hill (1999).

Van volgende soorten konden we geen Ellenberg-indicatorwaarden vinden: Amerikaanse eik (*Quercus rubra* L.), Russische olijfwilg (*Elaeagnus angustifolia* L.), Witte paardenkastanje (*Aesculus hippocastanum* L.) en Douglasspar (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco). Verder hadden we ook geen waarden voor Hennepnetel (*Galeopsis* spp.) aangezien we van die plant enkel het geslacht weten. Ook bij Braam (*Rubus* spp.) hebben we enkel Dauwbraam (*Rubus caesius* L.) als een soort apart beschouwd. Voor de bedekking van *Rubus* spp. konden we, volgens B. Muys

(persoonlijk gesprek, 8 maart 2016), de Ellenberg-indicatorwaarden van Gewone braam (*Rubus fruticosus* L.) gebruiken. Voor Canadapopulier (*Populus x canadensis* Moench) vonden we ook geen Ellenbergwaarden. We hebben daarom de waarden van Zwarte populier var. nigra (*Populus nigra* var. *nigra* L.) genomen omdat die boomsoort nauw verband is met Canadapopulier (*P. x canadensis*).

We hebben de Ellenberg-indicatorwaarden opgezocht voor vijf ecologische factoren, namelijk licht (L), vocht (F), Stikstof (N) (ook wel voedselrijkdom genoemd), Zuurtegraad (R) en Zout (S). Aangezien voor alle proefvlakken de indicatorwaarde van zout 0 was, wat betekent dat de plant afwezig is in zoute plaatsen of er alleen accidenteel voorkomt, hebben we besloten die factor verder achterwege te laten.

Tabel 3.3 Betekenis van de Ellenberg-indicatorwaarden (E) voor licht, vocht, stikstof en zuurtegraad (Ellenberg & Leuschner, 2010)

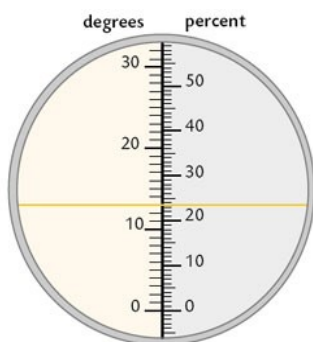
E	Licht (L)	Vocht (F)	Zuurtegraad (R)	Stikstof (N)
1	Erg schaduwtolerant	Extreem droog	Sterk zuur	Extreem stikstofarm
2	Tussen 1 en 3	Tussen 1 en 3	Tussen 1 en 3	Tussen 1 en 3
3	Schaduwtolerant	Droog	Zuur	Stikstofarm
4	Tussen 3 en 5	Tussen 3 en 5	Tussen 3 en 5	Tussen 3 en 5
5	Half schaduwplant	Fris	Matig zuur	Matig stikstofrijk
6	Tussen 5 en 7	Tussen 5 en 7	Tussen 5 en 7	Tussen 5 en 7
7	Lichtverdragend	Vochtig	Zwak zuur tot zwak basisch	Stikstofrijk
8	Lichtminnend	Tussen 7 en 9	Tussen 7 en 9	Tussen 7 en 9
9	Uiterst lichtminnend	Nat	Basisch (kalk)	Overmatig stikstofrijk
10		Ondiep water		
11		Water		
12		Onder water		

3.2.2 Boomonderzoek

Voor elke aanwezige boom in het proefvlak noteerden we allereerst de soort. Daarna maten we de diameter op een hoogte van 1,30 m met een boomlintmeter. Aan de hand van de diameter berekenden we het totale grondvlak dat elke boomsoort in een proefvlak inneemt met volgende formule:

$$\text{Grondvlak} \left(\frac{\text{m}^2}{\text{ha}} \right) = \frac{10000}{a} * \sum_{k=1}^n \left(\pi * \left(\frac{d_k}{2} \right)^2 \right) \quad [\text{Formule 2.1}]$$

waarbij: a = de variabele oppervlakte (in m²) van de boomlaag in het proefvlak; d = diameter (in m) op 1,30 m hoogte van een boom in het proefvlak; k = een boom van een bepaalde boomsoort in het proefvlak; n = het totaal aantal bomen van een bepaalde boomsoort in het proefvlak



Figuur 3.5 Display van een Suunto-hoogtemeter waarmee we de boomhoogtes opmaten (ForestryNepal, 2014)

Om het volume staand dood hout te bepalen, maten we ook de hoogten van de dode bomen met een Suunto-hoogtemeter (een clinometer). Daarbij rolden we een lintmeter van 50 m recht uit vanaf de stam van de boom tot op een afstand die ongeveer overeenstemde met de geschatte hoogte van de boom. Daarbij zorgden we ervoor dat de top van de boom goed zichtbaar was. Daarna richtten we eerst de clinometer naar de top van de boom. Bij een Suunto-hoogtemeter kijk je door de clinometer met je ene oog terwijl je je andere oog open houdt om naar de top van de boom te kunnen kijken. De horizontale streep die je door het toestel ziet moet overeenkomen met de top van de boom (zie figuur 3.5). Rechts lees je dan een bepaald percentage af. Je doet hetzelfde opnieuw, maar dan richt je de clinometer naar de

voet van de boom om je eigen lengte en de hellingsgraad van de bosbodem in rekening te brengen. Om de boomhoogte te bereken gebruikten we volgende formule:

$$H = S * \left(\frac{\%H}{100} \right) - S * \left(\frac{\%V}{100} \right) \quad [\text{Formule 2.2}]$$

waarbij: H = hoogte van de boom; H% = percentage afgelezen met de clinometer aan de top van de boom; V% = percentage afgelezen met de clinometer aan de voet van de boom; S = afstand tot de boom

Vervolgens stapten we de kroon af om de kroondiameter te bepalen. Dat deden we noordwaarts, oostwaarts, zuidwaarts en westwaarts. De gemiddelde kroondiameter bepaalden we door het gemiddelde te nemen van de noord-zuid lengte en de oost-west lengte.

3.2.3 Liggend dood hout

In het Sint-Annabos is veel dood hout aanwezig. Om het volume te weten te komen, keken we allereerst naar de hoeveelheid die er lag. Als er veel aanwezig was in het proefvlak en het lag homogeen verspreid, pasten we de grootte van het proefvlak aan naar een meer haalbare grootte om het liggend dood hout te inventariseren. We gebruikten lintmeters om de stukken op te meten. Daarbij maten we de lengte van het stuk en de diameter van beide uiteinden. Dat deden we enkel als minstens één van de twee diameters groter was dan 8 cm. Als beide diameters kleiner waren dan 8 cm namen we het stuk dood hout niet op in onze inventarisatie.

Om het volume te bepalen, beschouwden we het stuk dood hout als een cilinder. Daarbij gebruikten we het gemiddelde van twee gemeten diameters. Ten slotte telden we alle volumes in een proefvlak op en rekenden dat om naar het volume dood hout per hectare.

3.3 Bodemonderzoek

Van Boghout (1978) beschrijft in zijn thesis dat er op het moment van zijn onderzoek maar weinig bekend was over de bodem in het Sint-Annabos. Alleen het ontstaan ervan was voldoende duidelijk, namelijk "door opspuiting van oude kompolders met baggerspecie afkomstig van de Schelde". Daarom heeft hij volgende belangrijke bodemkenmerken onderzocht: granulometrische samenstelling, gehalte organisch materiaal, kalkgehalte en vochtgehalte. Wij hebben die bodemkenmerken opnieuw onderzocht, behalve de granulometrische samenstelling aangezien textuur vrijwel niet wijzigt. Een extra onderzoek dat wij gedaan hebben is de bepaling van de zuurtegraad van de bodem.

3.3.1 Monsternamen

Per bestand hebben we, in één proefvlak dat representatief was voor heel het bestand, drie bodemstalen genomen met een gutsboor. Alleen bij bestand 10 en 14 namen we in twee proefvlakken bodemstalen aangezien de boomsoorten een grotere variabiliteit vertoonden. Het eerste bodemstaal namen we op een diepte van 0 tot 15 cm, het tweede op 15 tot 30 cm en het derde op 30 tot 50 cm. Eigenlijk was het de bedoeling om bodemstalen te nemen op een diepte van 0 tot 10 cm, van 10 tot 25 cm en van 25 tot 50 cm, zodat we onze resultaten beter konden vergelijken met die van Van Boghout (1978). Zijn bodemstalen waren namelijk genomen op een diepte van 0 tot 25 cm en van 25 tot 50 cm. Wij hebben het bodemstaal in de gutsboor in het begin echter op een verkeerde plaats doorgesneden, waardoor we niet de gewenste dieptes hadden. We hebben er toen voor gekozen om consequent te blijven zodat de recente stalen onderling vergelijkbaar bleven.

Om een bodemstaal te krijgen dat representatief is voor heel het proefvlak, kozen we ervoor om mengmonsters te nemen. Daarvoor hebben we het proefvlak op vier plaatsen bemonsterd, waarbij we ervoor zorgden dat elke vorm en soort van begroeiing aan bod kwam. Vervolgens brachten we de vier monsters samen in één diepvrieszak.

3.3.2 Gehalte bestanddelen groter dan 2 mm

In de bodemstalen zaten nog steen- en schelpfragmenten, bovendien zijn ze niet homogeen genoeg om representatieve analyses op uit te voeren. We hebben daarom de luchtdroge bodemstalen gezeefd op 2 mm en het verschil in gewicht opgemeten. Door vervolgens het gewicht van de fractie groter dan 2 mm procentueel uit te drukken op het totale gewicht van de bodemstaal, kennen we het percentage bestanddelen groter dan 2 mm.

3.3.3 Vochtgehalte van luchtdroge grond

Luchtdroge grond bevat nog een hoeveelheid vocht. Die hoeveelheid is afhankelijk van de bodemtextuur en het gehalte aan organische stof in de bodem, want zij bepalen het waterhoudend vermogen van een bodem (Overloop, 2014). Dat vocht kan een invloed hebben op de resultaten van onze volgende analyses. We hebben daarom ongeveer 100 g van elke gezeefd, luchtdroog bodemstaal afgewogen in een droog, gewogen aluminium bakje. Vervolgens hebben we die bakjes met grond gedurende 24 uur laten drogen bij 105°C in een droogstoof. Bij die temperatuur verdampt het aanwezige vrije water, zonder dat het organische materiaal verbrandt. Ten slotte hebben we de afgekoelde bakjes met grond opnieuw gewogen. Het gewichtsverlies dat we op die manier krijgen is dan gelijk aan de hoeveelheid verdampt vocht.

$$\% \text{ vocht} = 100 * \frac{(a - b)}{b} \quad [\text{Formule 2.3}]$$

waarbij: a = gewicht vóór het drogen; b = gewicht na het drogen

Bij de berekening van het gehalte calciumcarbonaat houden we rekening met het gemeten vochtgehalte aan de hand van een 'moisture correction factor' (MCF; Van Reeuwijk, 2002).

$$\text{Moisture correction factor} = \frac{100 + \% \text{vocht}}{100} \quad [\text{Formule 2.4}]$$

3.3.4 Zuurtegraad

Van Boghout (1978) heeft voor zijn thesis de pH van de bodem niet gemeten. Aangezien dat een interessant gegeven van de bodem is, hebben wij ervoor gekozen om dat wel te doen. Zo heeft de zuurtegraad van de bodem onder andere een belangrijke invloed op het bodemleven (Den Ouden et al., 2010). We hebben er bovendien voor gekozen om zowel de actuele (pH-H₂O) als de potentiële zuurheid (pH-KCl) te bepalen, zodat we de verschillen kunnen vergelijken. Aangezien pH-KCl ook de waterstofionen meet die gebonden zijn aan klei- en humusdeeltjes, kunnen we via pH-KCl ook de historische verzuring bekijken. We hebben een licht aangepaste versie van de methode van Van Reeuwijk (2002) gevolgd.

Om de zuurtegraad te bepalen hebben we allereerst de gezeefde, gedroogde bodem fijngemalen met een mortiermolen. Zo vermeden we de elektrode van de pH-meter ongewild te beschadigen. Vervolgens wogen we van elke bodemstaal twee keer 5 g fijne bodem af in een maatbeker en voegden we respectievelijk 25 mL gedemineraliseerd water (H₂O) en 25 mL 1 M kaliumchloride-oplossing (KCl) toe. Die 1 M KCl-oplossing bekwamen we door 74,5 g KCl in water op te lossen en aan te lengen tot 1 L. De volgende twee uur hebben we de maatbekers op regelmatige tijdstippen

geschud. Daarna hebben we voor elke maatcilinder de pH gemeten met een geijkte pH-meter.

3.3.5 Concentratie calciumcarbonaat

Om de calciumcarbonaat (CaCO_3) concentratie in de bodem te bepalen, gebruikten we de methode van Van Reeuwijk (2002). Daarbij hebben we elk bodemstaal laten reageren met een zuuroplossing. Als zuur gebruikten we een 0,2 M zoutzuur-oplossing (HCl), die we maakten door 35 mL geconcentreerd HCl aan te lengen met water tot 2 L. Van die oplossing brachten we 100 mL met een pipet over in een erlenmeyer waarin we 5 g gezeefd, luchtdroog bodemstaal hadden afgewogen. We voegden ook twee blanco's toe. Vervolgens hebben we elke erlenmeyer afgedekt met een parafilm en gedurende één uur de inhoud regelmatig laten wervelen. Daarna hebben we ze een nacht laten staan.

De volgende dag hebben we de oplossing in de erlenmeyer terug laten wervelen (regelmatig gedurende twee uur) totdat er geen gasbellen meer vrijkwamen. Nadat de grond terug naar de bodem van de erlenmeyer gezakt was, hebben we 10 mL vloeistof eruit gepipetteerd en overgebracht in een maatcilinder. Vervolgens hebben we in de maatcilinder ongeveer 25 mL water toegevoegd en enkele druppels fenolftaleïne. Ten slotte hebben we de overmaat HCl teruggetitreerd met een 0,1 natriumhydroxide-oplossing (NaOH). Die hadden we gemaakt door 4 g NaOH-bolletjes op te lossen in 1 L water.

$$\% \text{CaCO}_3 = \frac{(a - b)}{s} * M * 50 * \text{MCF} \quad [\text{Formule 2.5}]$$

waarbij: M = molariteit van de NaOH-oplossing; a = aantal mL NaOH toegevoegd aan het blanco; b = aantal mL NaOH toegevoegd aan het staal; s = afgewogen gewicht van het bodemstaal; 50 = equivalent gewicht van CaCO_3 ; MCF = moisture correction factor

3.3.6 Gehalte organisch materiaal

Net als Van Boghout (1978) gebruikten wij de Walkey & Black-methode om het gehalte aan organisch materiaal in onze bodemstalen te bepalen. Daarbij voorzagen we per 11 stalen 1 blanco. We wogen daarvoor 0,500 g luchtdroog, gezeefd monster af in een erlenmeyer. Daar voegden we 10 mL 1 N kaliumdichromaat-oplossing ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) aan toe. Dat hadden we gemaakt door 49,032 g $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ op te lossen in 1 L H_2O . Vervolgens voegden we snel 20 mL geconcentreerd zwavelzuur ($\text{H}_2\text{SO}_{4\text{C}}$) (minstens 95%) toe aan de erlenmeyer en schudden we het hevig. Er trad een exotherme reactie op, dus moesten we het minstens 30 minuten laten afkoelen. Nadat de erlenmeyer volledig afgekoeld was, voegden we 200 mL H_2O , 10 mL bariumchloride-oplossing (BaCl_2) 10% en 5 mL ortho-fosforzuur (minstens 85%) (H_3PO_4) toe. De BaCl_2 -oplossing hadden we bereid door 100 g BaCl_2 op te lossen in 1 L H_2O . Vervolgens voegden we 2 mL M/40 ferroïne-oplossing toe zodat we bij het terugtitreren van de overmaat aan $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ met een 0,5 N ijzer(III)sulfaat-oplossing ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) een kleurovergang kregen van groen via blauw en grijs naar wijnrood. De 0,5 N $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ -oplossing maakten we door 139,005 g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ op te lossen in een beetje H_2O , daar vervolgens 15 mL $\text{H}_2\text{SO}_{4\text{C}}$ aan toe te voegen en dat aan te lengen tot 1 L met H_2O . We hebben onze proeven volledig onder de trekkast uitgevoerd behalve bij de titratie.

Aangezien 1 mL 1 N $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 0,003 g organische koolstof (C) oxideert en het organisch materiaal in de bodem 58% C bevat, gebruikten we volgende formules:

$$\% C = \frac{0,003 * (a - b) * 100}{2 * s} \quad [\text{Formule 2.6}]$$

waarbij: a = aantal mL $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ toegevoegd aan het blanco; b = aantal mL $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ toegevoegd aan het staal; s = afgewogen gewicht van het bodemstaal

$$\% \text{ organisch materiaal} = \% C * \frac{100}{58} \quad [\text{Formule 2.7}]$$

De methode die Van Boghout (1978) hanteerde bij zijn bepaling was toch niet helemaal dezelfde als die van ons. Zo woog hij 1 g grond af, maakte hij geen gebruik van de BaCl_2 -oplossing en voegde hij 150 ml H_2O en 10 mL H_3PO_4 toe. Wij hebben daarom voor een aantal stalen de methode van Van Boghout (1978) vergeleken met de onze. Daaruit bleek dat het gehalte dat we uitkwamen met zijn methode in de foutmarge van onze methode viel. Die foutmarge bepaalden we door de proef twee keer uit te voeren voor hetzelfde bodemstaal. We kozen er daarom voor om met onze methode verder te werken aangezien we daarvoor minder H_3PO_4 nodig hadden en de BaCl_2 -oplossing ervoor zorgde dat de kleurovergang veel beter zichtbaar was.

3.4 Data-analyse

3.4.1 Naamgeving van de proefvlakken

Om te onderzoeken welke invloed de verschillende boomsoorten hebben, benoemen we eerst onze proefvlakken op gebied van hoofd- en nevenboomsoort. Daarbij gebruiken we dezelfde methode als die van de bestandsbeschrijving volgens Afdeling bos, natuur en landschap (2015; zie tabel 3.4). Zo geven we elke proefvlak een bestandsnaam die gebaseerd is op het relatieve percentage grondvlak die elke boomsoort in een proefvlak inneemt.

Tabel 3.4 Naamgeving van de proefvlakken aan de hand van het relatieve percentage grondvlak dat de hoofd- (A) en nevenboomsoorten (B) innemen (Afdeling bos, natuur en landschap, 2015)

Hoofd-boomsoort	Nevenboomsoort	Formulering
A > 90%		A-bestand
A > 50% en	50% > B > 25%	A-bestand met B
	25% > B > 10%	A-bestand gemengd met B
	10% > B > 5%	A-bestand met bijmenging van B
	5% > B > 2%	A-bestand met geringe bijmenging van B
50% > A > 25% en	50% > B > 25%	menging A – B
	25% > B > 10%	bestand van A, gemengd met B
	10% > B > 5%	bestand van A met bijmenging van B
	5% > B > 2%	bestand van A met geringe bijmenging van B

3.4.2 Vergelijking bodemvariabelen, 1978 vs. 2015

We vergelijken alleen de concentratie calciumcarbonaat en het gehalte organisch materiaal van 1978 met 2015. Het gehalte bestanddelen groter dan 2 mm en het vochtgehalte op luchtdroge grond is namelijk heel variabel.

We kijken welke proefvlakken, waarvan we bodemstalen namen, in de percelen van 1978 liggen (zie figuur 3.3 en bijlage 1). Als er meerdere proefvlakken in één perceel liggen, nemen we het gemiddelde van de bodemgegevens. We vergelijken die gegevens voor drie verschillende bodemlagen: de bovenste, de onderste en de totale

bodemlaag. Bij de totale bodemlaag nemen we het gewogen gemiddelde van alle bodemlagen.

Voor die gegevens laten we 'IBM SPSS Statistics versie 23'¹ het gemiddelde en de standaardafwijking berekenen, en de boxplots weergeven. Vervolgens gaan we de normaliteit testen. Aangezien we relatief weinig metingen hebben, voeren we daarvoor altijd de Shapiro-Wilk-test uit. Daarbij zegt de nulhypothese dat de gegevens normaal verdeeld zijn. Als blijkt dat er een significante aanduiding is om de nulhypothese te verwerpen, voeren we een transformatie uit op onze gegevens. Als de gegevens bij een vierkantsworteltransformatie ook niet normaal verdeeld zijn, voeren we een logaritmetransformatie uit. Blijkt ook daaruit dat de nulhypothese verworpen wordt, gebruiken we verder niet-parametrische testen. Die beginprocedure in SPSS voeren we ook voor onze volgende data-analyses telkens weer uit.

Voor de gegevens die normaal verdeeld zijn, voeren we in SPSS de t-test met gepaarde gegevens uit. Die test voeren we twee keer uit. Eén keer met perceel 18 en één keer zonder. In perceel 18 is namelijk Corsicaanse den (*Pinus nigra* (Poir.) Maire) de hoofdboomsoort, terwijl dat bij de overige percelen Canadapopulier (*P. x canadensis*) is. We willen zien of dat een significante invloed heeft op de resultaten. De hypotheses bij de gepaarde t-test zijn:

H_0 -hypothese: Het gemiddelde van de bodemvariabele van 1978 is gelijk aan het gemiddelde van de bodemvariabele van 2015

H_1 -hypothese:

- Het gemiddelde van het % CaCO_3 van de bovenste bodemlaag van 1978 is groter dan het gemiddelde van het % CaCO_3 van de bovenste bodemlaag van 2015
- Het gemiddelde van het % CaCO_3 van de onderste bodemlaag van 1978 is kleiner dan het gemiddelde van het % CaCO_3 van de onderste bodemlaag van 2015
- Het gemiddelde van het % CaCO_3 van de totale bodemlaag van 1978 is groter dan het gemiddelde van het % CaCO_3 van de totale bodemlaag van 2015
- Het gemiddelde van het % organisch materiaal van de bovenste bodemlaag van 1978 is kleiner dan het gemiddelde van het % organisch materiaal van de bovenste bodemlaag van 2015
- Het gemiddelde van het % organisch materiaal van de onderste bodemlaag van 1978 is groter dan het gemiddelde van het % organisch materiaal van de onderste bodemlaag van 2015
- Het gemiddelde van het % organisch materiaal van de totale bodemlaag van 1978 is groter dan het gemiddelde van het % organisch materiaal van de totale bodemlaag van 2015

In die hypotheses houden we rekening met de verschillen in de staalnamediepte van de bodemlaag van 1978 ten opzichte van 2015. De concentratie aan CaCO_3 neemt toe hoe dieper je in de bodem gaat door de verzuring aan het oppervlak (De Schrijver et al., 2010b). Een grotere diepte in de bovenste bodemlaag betekent dan dat je een hogere concentratie CaCO_3 kan verwachten. Terwijl als je in de onderste bodemlaag een groter bereik neemt, je een kleinere concentratie CaCO_3 kan verwachten door de verdunning. Voor het gehalte organisch materiaal geldt het omgekeerde. In onze bespreking trekken we vooral conclusies uit de resultaten van de totale bodemlaag (aangezien die even dik is bij 1978 en 2015), maar bekijken we ook de resultaten van de onderste en bovenste bodemlaag.

¹ Vanaf hier geven we 'IBM SPSS Statistics versie 23' weer als 'SPSS'.

3.4.3 Bodem- en vegetatietoestand in 2015

We voeren de beginprocedure in SPSS uit op de variabelen: % kruid, % mos, % strooisel, % kaal, aantal soorten in de kruid- en struiklaag, totale bedekking van de kruid- en struiklaag (in %), overschermingsgraad (%), gemiddelde kroondiameter van de hoofdboomsoort (m), grondvlak (m^2/ha), volume dood hout (m^3/ha), pH- H_2O , pH-KCl, % CaCO_3 , % organisch materiaal en de Ellenbergindicatoren: licht, vocht, zuurtegraad en stikstof. Bij de bodemvariabelen bestuderen we de bovenste, middelste en onderste bodemlaag. We voeren ook de Levene-test uit, waarbij de nulhypothese zegt dat de gegevens homoskedastisch (gelijkheid van varianties) zijn.

Om te onderzoeken of de boomsoorten een verschillende invloed hebben op de bodem en de vegetatie, delen we de hoofdboomsoorten op in drie groepen op basis van hun strooiselkwaliteit. Daarbij baseren we ons op tabel 2.3 van Krapfenbauer & Gasch (1989), die we aanvullen met tabel 2.2 van Hermy & Vandekerckhove (2004) als de boomsoort er niet in voorkomt. De eerste groep is 'Canadapopulier' waarin alle proefvlakken zitten met als hoofdboomsoort Canadapopulier (*P. x canadensis*). Als tweede groep hebben we 'andere boomsoorten met snelle strooiselafbraak'² waarin alle proefvlakken zitten met hoofdboomsoorten met een snellere of gelijkaardige strooiselafbraak als Canadapopulier (*P. x canadensis*). Als laatste groep hebben we 'boomsoorten met trage strooiselafbraak'³ met proefvlakken die hoofdboomsoorten hebben met een tragere strooiselafbraak in vergelijking met Canadapopulier (*P. x canadensis*).

Als de gegevens van de variabelen normaal verdeeld en homoskedastisch zijn, voeren we een One-Way ANOVA uit in SPSS, met als factorvariabele 'strooiselkwaliteit' (drie bovenvermelde groepen). De nulhypothese daarbij is dat de gemiddelden van alle groepen gelijk zijn bij een bepaalde variabele. Als uit One-Way ANOVA blijkt dat er een significante aanduiding is om de nulhypothese te verwerpen, voeren we de Post-Hoc meerdere vergelijkingen-test van Duncan uit. Met die test komen we te weten bij welke groepen de gemiddelden gelijk zijn en bij welke er een significante aanduiding is dat ze verschillend zijn.

In het geval dat de gegevens van de variabelen niet normaal verdeeld of heteroskedastisch (ongelijkheid van varianties) zijn, voeren we een Kruskal-Wallis-test uit in 'Graphpad Prism 6'⁴. De nulhypothese van die niet-parametrische test zegt dat de groepen niet verschillen van elkaar voor een bepaalde variabele. Als blijkt dat er een significante aanduiding is om de nulhypothese te verwerpen, voeren we de niet-parametrische Dunns meerdere vergelijkingen-test uit. Ook daarbij komen we te weten tussen welke groepen er een significant verschil is bij een bepaalde variabele.

Om de invloed van de schaduw op de vegetatie te bepalen, voeren we die procedure opnieuw uit voor de variabelen: % kruid, % mos, % strooisel, % kaal, aantal soorten in de kruid- en struiklaag, totale bedekking van de kruid- en struiklaag (in %), overschermingsgraad (%), gemiddelde kroondiameter van de hoofdboomsoort (m) en licht. Daarbij zijn de hoofdboomsoorten gegroepeerd volgens tabel 2.6 van Hermy & Vandekerckhove (2004). Canadapopulier (*P. x canadensis*) heeft daarin een gering tot matig schaduwwerpend vermogen. Proefvlakken met hoofdboomsoorten met een

² Vanaf hier geven we de groep 'andere boomsoorten met snelle strooiselafbraak' weer als 'snelle strooiselafbraak'.

³ Vanaf hier geven we de groep 'boomsoorten met trage strooiselafbraak' weer als 'trage strooiselafbraak'.

⁴ Vanaf hier geven we 'Graphpad Prism 6' als 'Graphpad' weer.

gelijkaardig of kleiner schaduwwerpend vermogen vormen de groep 'andere boomsoorten met weinig schaduwwerpend vermogen'⁵. De overige proefvlakken vormen de groep 'boomsoorten met groot schaduwwerpend vermogen'⁶. De nieuwe factorvariabele is dan 'schaduwwerpend vermogen'.

Vervolgens onderzoeken we of er interacties zijn tussen de groepering van de strooiselkwaliteit en de groepering van de diepte van de bodemlagen op gebied van pH-H₂O, pH-KCl, % CaCO₃ en % organisch materiaal. Dat doen we in SPSS via een Factorieel design Two-Way ANOVA, met de gegevens waarvan de gestandaardiseerde residuen een lineair model hebben, normaal verdeeld en homoskedastisch zijn. Als er geen interactie blijkt te zijn, voeren we de One-Way ANOVA test ook nog eens uit voor de bodemvariabelen, met als factorvariabele de diepte van de bodemlagen.

Ten slotte onderzoeken we ook of er correlaties zijn door SPSS de Spearman-correlatiecoëfficiënten te laten berekenen voor alle bodem- en vegetatievariabelen.

3.4.4 Vegetatieanalyse

We voeren in PC-ORD 5.0 een vegetatieanalyse uit. Dat doen we op basis van de vegetatiematrix van de kruid- en struiksoorten die in de 3 m x 3 m en 6 m x 6 m proefvlakken voorkomen. In de vegetatiematrix staat voor elke proefvlak de gemiddelde bedekking die elke plantensoort heeft volgens de decimale schaal van Londo. Al de gegevens zijn dus kwantitatief. We verwijderen alle soorten die slechts in één proefvlak voorkomen en die we dus beschouwen als zeldzame soorten. Naargelang hoeveel soorten we daarna nog overhouden, kunnen we eventueel beslissen om de zeldzame soorten toch te behouden.

Vervolgens voeren we een transformatie voor percentagedata uit op de vegetatiematrix, namelijk de 'arcsin squareroot transformatie' (McCune & Grace, 2002a):

$$y = \frac{2}{\pi} * \arcsin(\sqrt{x}) \quad (\text{met } 0 < x < 1) \quad [\text{Formule 2.8}]$$

Om x tussen 0 en 1 te krijgen, voeren we eerst een 'relativization by maximum' (McCune & Grace, 2002a) uit:

$$b_{ij} = \frac{x_{ij}}{x_{\max,j}} \quad [\text{Formule 2.9}]$$

waarbij: i = proefvlakken (rijen in de vegetatiematrix); j = plantensoorten (kolommen in de vegetatiematrix)

We voeren ook een outlieranalyse uit aangezien uitschieters de verdere analyses kunnen beïnvloeden. Daarbij verwijderen we systematisch de proefvlakken en de soorten die uitschieters blijken te zijn. Proefvlakken en soorten die daardoor alleen nog maar nullen als gegevens hebben, verwijderen we ook. Dat herhalen we tot de outlieranalyse geen uitschieters meer geeft voor zowel de proefvlakken als de soorten. Naargelang hoeveel proefvlakken en soorten we verliezen, kunnen we eventueel nog beslissen om de uitschieters te behouden. Ook kunnen we eventueel beslissen om alleen de uitschieters met een relatief grote standaardafwijking te verwijderen.

⁵ Vanaf hier geven we de groep 'andere boomsoorten met weinig schaduwwerpend vermogen' als 'weinig schaduw' weer.

⁶ Vanaf hier geven we de groep 'boomsoorten met groot schaduwwerpend vermogen' als 'veel schaduw' weer.

Om de vegetatiematrix in groepen op te delen voeren we een hiërarchische clustering met flexibele bèta verbinding uit (McCune & Grace, 2002b). Daarbij kiezen we ervoor om de data in maximaal acht groepen te clusteren. Op de zeven mogelijke groeperingen die we zo krijgen, voeren we een indicatorsoortanalyse uit (Dufrêne & Legendre, 1997). Die berekent het aantal indicatorsoorten bij elke clustering. In Excel 2013 berekenen we vervolgens voor elke clustering het aantal significante indicatorsoorten ($p < 0,05$) en de gemiddelde p-waarde van alle soorten samen. De p-waarde is daarbij de kans dat een random dataset betere indicatorwaarden heeft, gebaseerd op de Monte-Carlosimulatie. We kiezen voor de clustering die een hoog aantal significante indicatorsoorten en een lage gemiddelde p-waarde heeft.

In PC-ORD 5.0 voeren we ook nog een indirecte ordinatie uit door middel van een niet-metrische multidimensionale schaling (NMS; McCune & Grace, 2002c). NMS probeert de patronen van de gegevens uit te zetten in een n-dimensionale ordinatieruimte. Om het aantal dimensies te bepalen voeren we eerst de NMS drie keer uit met de autopilootmethode. Die beveelt telkens een bepaald aantal dimensies aan. Als de test drie keer hetzelfde aantal dimensies aanbeveelt, voeren we voor dat aantal opnieuw een NMS uit maar dan zonder de autopiloot. Bij die handmatige NMS duiden we aan dat het ook een 'Varimax rotatie' (hoge correlaties worden hoger, lage correlaties worden lager) en een 'randomisatietest' (Monte-Carlotest om te evalueren of NMS betere assen construeert dan een randomisatietest) moet uitvoeren. Bovendien laten we het ook de coördinaten van de soorten berekenen zodat we die op het ordinatiediagram kunnen weergeven. We voeren die handmatige NMS twee tot vijf keer uit om te voorkomen dat de uitkomst net een lokaal minimum is. Uiteindelijk gebruiken we de oplossing die een lage minimale stress (< 20) weergeeft in relatie tot het aantal dimensies en een significante p-waarde ($p < 0,05$) bij de randomisatietest.

De gegevens die we in PC-ORD 5.0 verkrijgen, gaan we in SPSS interpreteren. We onderzoeken allereerst of er een verschil tussen de groepen bestaat op gebied van de omgevingsvariabelen. Als omgevingsvariabelen gebruiken we de Ellenbergindicatoren: licht, vocht, zuurtegraad en stikstof; en de bodemvariabelen: pH-H₂O, pH-KCl, % CaCO₃ en % organisch materiaal, van de drie bodemlagen. Als de gegevens normaal verdeeld zijn volgens de Shapiro-Wilk-test en homoskedastisch zijn volgens de Levene-test, voeren we een One-Way ANOVA-test uit met eventuele Post-Hoc-testen volgens Duncan. De factorvariabele is de groepering die we bepaald hebben bij de hiërarchische clustering. Bij niet normaal verdeelde of heteroskedastische gegevens voeren we in Graphpad een Kruskal-Wallis-test uit met eventuele Dunns meerdere vergelijkingen-testen.

Ten tweede onderzoeken we ook de relatie tussen de ordinatieassen en de omgevingsvariabelen. Dat doen we door SPSS de Spearman-correlatiecoëfficiënten te laten berekenen voor alle Ellenbergindicatoren en bodemvariabelen.

4 RESULTATEN

4.1 Naamgeving van de proefvlakken

Om tabellen en figuren compact en eenvoudig weer te kunnen geven, gebruiken we in de resultaten en bijlagen afkortingen van de plantensoorten. Dergelijke afkorting bestaat uit de eerste letter van de wetenschappelijke geslachtsnaam en de drie eerste letters van de soortnaam (zie tabel 4.1). De plantensoorten die we ook waargenomen hebben in het Sint-Annabos maar zich nooit in de drie geneste proefvlakken bevonden, vind je terug in bijlage 2.

Tabel 4.1 Lijst van alle plantensoorten die we in de drie geneste proefvlakken hebben waargenomen. In de derde kolom staan de afkortingen die in de resultaten gebruikt zijn.

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Afkorting
Spaanse aak	<i>Acer campestre</i> L.	Acam
Noorse esdoorn	<i>Acer platanoides</i> L.	Apla
Gewone esdoorn	<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	Apse
Witte paardenkastanje	<i>Aesculus hippocastanum</i> L.	Ahip
Gewoon struisgras	<i>Agrostis capillaris</i> L.	Acap
Zwarte els	<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	Aglu
Grauwe els	<i>Alnus incana</i> (L.) Moench	Ainc
Wijfjesjesvaren	<i>Athyrium filix-femina</i> (L.) Roth.	Afil
Ruwe berk	<i>Betula pendula</i> Roth	Bpen
Vlinderstruik	<i>Buddleja davidii</i> Franch.	Bdav
Duinriet	<i>Calamagrostis epigejos</i> (L.) Roth	Cepi
Ruige zegge	<i>Carex hirta</i> L.	Chir
Akkerdistel	<i>Cirsium arvense</i> (L.) scop.	Carv
Gele kornoelje	<i>Cornus mas</i> L.	Cmas
Hazelaar	<i>Corylus avellana</i> L.	Cave
Eénstijlige meidoorn	<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	Cmon
Mannetjesvaren	<i>Dryopteris filix-mas</i> (L.) Schott	Dfil
Russische olijfwilg	<i>Elaeagnus angustifolia</i> L.	Eang
Wilde kardinaalsmuts	<i>Euonymus europaeus</i> L.	Eeur
Koninginnekruid	<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	Ecan
Beuk	<i>Fagus sylvatica</i> L.	Fsylv
Zwaluwtong	<i>Fallopia convulvulus</i> (L.) A.Löve	Fcon
Es	<i>Fraxinus excelsior</i> L.	Fexc
Hennepnetel	<i>Galeopsis</i> spp.	Gale
Kleefkruid	<i>Galium aparine</i> L.	Gapa
Hondsdrif	<i>Glechoma hederacea</i> L.	Ghed
Gewone berenklauw	<i>Heracleum sphondylium</i> L.	Hsph
Jakobskruid	<i>Jacobaea vulgaris</i> subsp. <i>vulgaris</i> Gaertn.	Jvul
Okkernoot	<i>Juglans regia</i> L.	Jreg
Drienerfmuur	<i>Moehringia trinervia</i> (L.) Clairv.	Mtri
Ruw vergeet-me-nietje	<i>Myosotis ramosissima</i> Schutt.	Mram
Corsicaanse den	<i>Pinus nigra</i> (Poir.) Maire	Pnig
Ruw beemdgras	<i>Poa trivialis</i> L.	Ptri
Witte abeel	<i>Populus alba</i> L.	Palb

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Afkorting
Ratelpopulier	<i>Populus tremula</i> L.	<i>Ptre</i>
Canadapopulier	<i>Populus x canadensis</i> Moench	<i>Pcan</i>
Gewone brunel	<i>Prunella vulgaris</i> L.	<i>Pvul</i>
Zoete kers	<i>Prunus avium</i> L.	<i>Pavi</i>
Amerikaanse vogelkers	<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	<i>Pser</i>
Douglasspar	<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mirb.) Franco	<i>Pmen</i>
Zomereik	<i>Quercus robur</i> L.	<i>Qrob</i>
Amerikaanse eik	<i>Quercus rubra</i> L.	<i>Qrub</i>
Valse acacia	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	<i>Rpse</i>
Bergroos	<i>Rosa glauca</i> Pourr.	<i>Rgla</i>
Dauwbraam	<i>Rubus caesius</i> L.	<i>Rcae</i>
Braam	<i>Rubus fruticosus</i> L.	<i>Rfru</i>
Schietwilg	<i>Salix alba</i> L.	<i>Salb</i>
Boswilg	<i>Salix caprea</i> L.	<i>Scap</i>
Gewone vlier	<i>Sambucus nigra</i> L.	<i>Snig</i>
Blauw glidkruid	<i>Scutellaria galericulata</i> L.	<i>Sgal</i>
Gewone smeerwortel	<i>Symphytum officinale</i> L.	<i>Soff</i>
Paardenbloem	<i>Taraxacum officinale</i> F. H. Wigg.	<i>Toff</i>
Winterlinde	<i>Tilia cordata</i> Mill.	<i>Tcor</i>
Grote brandnetel	<i>Urtica dioica</i> L.	<i>Udio</i>

Tabel 4.2 Naam van elk proefvlak (P) aan de hand van het relatieve percentage grondvlak die elke boomsoort in het proefvlak inneemt, volgens de bestandsnaammethode van Afdeling bos, natuur en landschap (2015). Daarbij betekent de aanduiding '/' dat de boomsoorten links ervan meer dan 50% innemen, de aanduiding '+' betekent dat de boomsoorten links ervan tussen 25% en 50% innemen en de boomsoorten rechts van '+' nemen tussen 10% en 25% in.

P	Bestandsnaam	P	Bestandsnaam	P	Bestandsnaam
1	<i>Pcan</i> /	17	<i>Fsyl</i> /	32	<i>Pcan</i> /
2	<i>Bpen</i> / + <i>Apse</i>	18	<i>Apse</i> /	33	<i>Pcan</i> / <i>Tcor</i> +
3	<i>Bpen</i> / <i>Salb</i> +	19	<i>Salb</i> / <i>Pnig</i> + <i>Qrub</i>	34	<i>Pcan</i> / + <i>Pnig</i>
4	<i>Pcan</i> /	20	<i>Pnig</i> /	35	<i>Pcan</i> / + <i>Pnig</i>
5	<i>Pcan</i> / + <i>Apse</i>	21	<i>Bpen</i> /	36	<i>Pcan</i> /
6	<i>Pcan</i> /	22	<i>Apla</i> /	37	<i>Pcan</i> /
7	<i>Pcan</i> /	23	<i>Ahip</i> / <i>Bpen</i> +	38	<i>Qrob</i> / <i>Fexc</i> +
8	<i>Pcan</i> /	24	<i>Pcan</i> /	39	<i>Pcan</i> / <i>Fexc</i> +
9	<i>Pcan</i> /	25	<i>Fsyl</i> / + <i>Ahip</i>	40	<i>Pcan</i> /
10	<i>Pcan</i> /	26	<i>Pcan</i> /	41	<i>Pcan</i> /
11	<i>Pcan</i> /	27	<i>Pcan</i> /	42	<i>Pcan</i> /
12	<i>Pcan</i> /	28	<i>Pcan</i> /	43	<i>Pcan</i> /
13	<i>Pcan</i> /	29		44	<i>Pcan</i> /
14	<i>Pcan</i> /	30	<i>Salb</i> / <i>Bpen</i> + <i>Ptre</i>	45	<i>Fsyl</i> / <i>Pcan</i> +
15	<i>Fsyl</i> / + <i>Pcan</i>	31	<i>Salb</i> / <i>Bpen</i> +	46	<i>Pcan</i> /
16	<i>Rpse</i> /				

In de resultaten kijken we naar de invloed die de hoofdboomsoorten uitoefenen op hun omgeving. Die bepalen namelijk in grote mate de globale strooiselkwaliteit en hebben de grootste invloed op de kruid- en struiklaag. De hoofdboomsoorten zijn de boomsoorten waarvan het relatieve percentage grondvlak in een proefvlak meer dan 50% bedraagt (zie tabel 4.2). In bijlage 3 vind je een lijst terug van de bestandsnamen van de proefvlakken waarbij alle boomsoorten die een relatief percentage grondvlak groter dan 2% hebben, voluit zijn weergegeven.

4.2 Vergelijking bodemvariabelen, 1978 vs. 2015

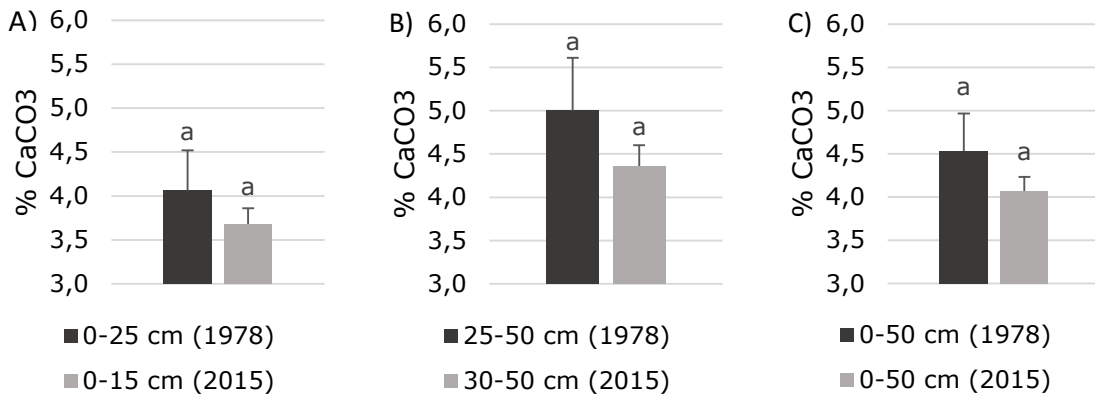
4.2.1 Calciumcarbonaat concentratie

Tabel 4.3 CaCO₃-concentraties (in %) gemeten in 1978 en 2015 voor de bovenste, de onderste en de totale bodemlaag. In de tweede kolom staan de proefvlakken van 2015 waarvan we bodemstalen namen en die liggen in de percelen van 1978. 'Gem.' staat voor gemiddelde en 'St.dev' staat voor standaardafwijking.

Perceel (1978)	Proefvlak (2015)	0-25 cm (1978)	0-15 cm (2015)	25-50 cm (1978)	30-50 cm (2015)	0-50 cm (1978)	0-50 cm (2015)
4	27	3,25	3,29	8,75	4,92	6,00	4,28
5	36	4,75	3,94	5,00	3,97	4,88	3,62
6	33, 35	2,50	4,17	3,75	4,07	3,13	3,94
7	44	4,00	3,38	4,75	4,35	4,38	4,82
8	42	5,00	3,55	3,50	5,31	4,25	4,60
9	40	5,50	4,21	5,50	3,23	5,50	3,43
11	1	7,75	2,70	5,75	4,25	6,75	3,52
12	5	4,25	4,49	4,75	6,22	4,50	5,11
14	11	2,50	2,73	2,75	3,86	2,63	3,63
16	6, 12	2,50	4,61	2,75	4,36	2,63	4,37
17	2	4,25	3,51	9,25	3,27	6,75	3,43
18	19, 20	2,50	3,59	3,50	4,52	3,00	4,05
Gem.		4,06	3,68	5,00	4,36	4,53	4,07
St.dev		1,58	0,62	2,12	0,84	1,50	0,57

In de boxplots van de verschillende bodemvariabelen valt het op dat de gegevens van 1978 een grotere verspreiding vertonen dan die van 2015. Ook zien we dat er twee uitschieters zijn, namelijk: perceel 17 bij de onderste bodemlaag van 1978 en perceel 12 van de onderste bodemlaag van 2015.

Volgens de Shapiro-Wilk-test zijn alle gegevens normaal verdeeld ($p > 0,05$), zonder dat we transformaties hebben moeten uitvoeren. We mogen dus een gepaarde t-test uitvoeren. Daaruit blijkt dat er geen significant verschil is tussen de gemiddelden van %CaCO₃ in 1978 en 2015, en dat voor alle drie de bodemlagen (zie figuur 4.1). Bij de gepaarde t-test van de bovenste bodemlaag was $p = 0,245$; bij de onderste bodemlaag was $p = 0,190$ en bij de totale bodemlaag was $p = 0,190$. Ook als we perceel 18 weglieten bleken er geen significante verschillen te zijn.



Figuur 4.1 Gemiddelde CaCO_3 -concentraties (in %) gemeten in 1978 (donker) en 2015 (licht) bij de bovenste (A), de onderste (B) en de totale bodemlaag (C). De foutbalken geven de standaardfout op het gemiddelde weer. De letters boven de foutbalken geven weer of er een significant verschil is tussen 1978 en 2015 bij een bepaalde bodemlaag, volgens de t-test met gepaarde gegevens.

4.2.2 Gehalte organisch materiaal

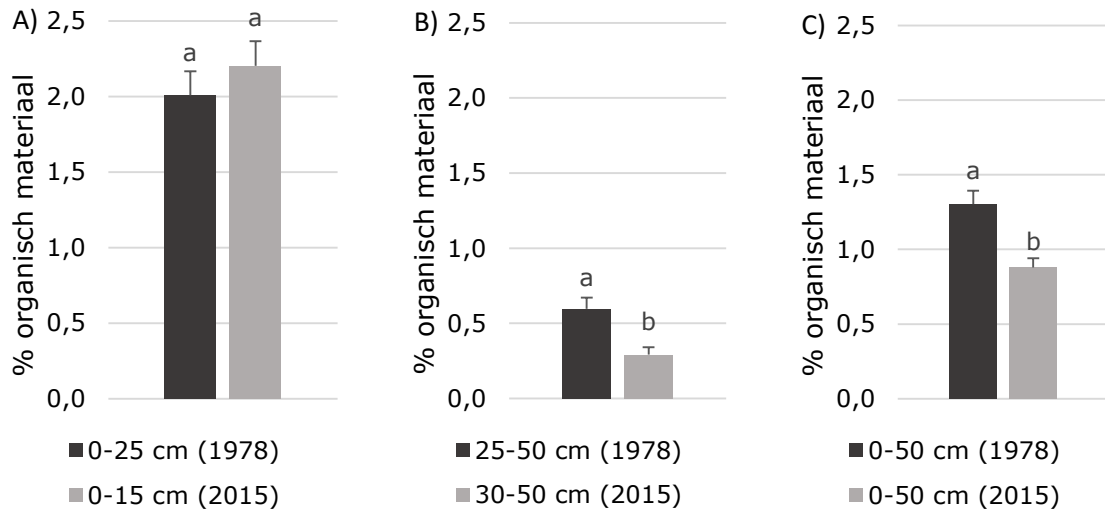
Tabel 4.4 Gehalte organisch materiaal (in %) gemeten in 1978 en 2015 voor de bovenste, de onderste en de totale bodemlaag. 'Gem.' staat voor gemiddelde en 'St.dev' staat voor standaardafwijking.

Perceel (1978)	0-25 cm (1978)	0-15 cm (2015)	25-50 cm (1978)	30-50 cm (2015)	0-50 cm (1978)	0-50 cm (2015)
4	2,52	2,87	0,48	0,44	1,50	1,22
5	2,61	1,99	0,44	0,14	1,53	0,68
6	2,52	1,92	0,72	0,40	1,62	0,87
7	1,64	2,84	0,32	0,05	0,98	0,91
8	2,20	2,01	0,72	0,14	1,46	0,70
9	2,20	1,38	1,24	0,13	1,72	0,53
11	1,52	2,84	0,32	0,15	0,92	1,08
12	1,04	3,01	0,48	0,49	0,76	1,21
14	1,84	1,55	0,64	0,19	1,24	0,69
16	1,56	2,09	0,80	0,55	1,18	0,94
17	1,60	1,62	0,56	0,47	1,08	0,76
18	2,84	2,31	0,44	0,35	1,64	0,97
Gem.	2,01	2,20	0,60	0,29	1,30	0,88
St.dev	0,55	0,57	0,26	0,17	0,32	0,22

In de boxplots van de verschillende bodemvariabelen zien we dat de gegevens van 2015 een gelijkaardige spreiding hebben als die van 1978. Ook merken we één uitschieter op, namelijk perceel 9 bij de onderste bodemlaag van 1978.

Volgens de Shapiro-Wilk-test zijn alle gegevens normaal verdeeld ($p > 0,05$), zonder dat we transformaties hebben moeten uitvoeren. We mogen dus een gepaarde t-test uitvoeren. Daaruit blijkt dat er een significant verschil is tussen de gemiddelden van gehalte organisch materiaal in 1978 en 2015 bij de onderste ($p = 0,003$) en de totale bodemlaag ($p = 0,005$). Het gemiddelde van de bovenste bodemlaag vertoont echter

geen verschil ($p = 0,234$) (zie figuur 4.2). Bij het weglaten van perceel 18, hebben we een gelijkaardig resultaat.



Figuur 4.2 Gemiddelde gehalten organisch materiaal (in %) gemeten in 1978 (donker) en 2015 (licht) bij de bovenste (A), de onderste (B) en de totale bodemlaag (C). De foutbalken geven de standaardfout op het gemiddelde weer. De letters boven de foutbalken geven weer of er een significant verschil is tussen 1978 en 2015 bij een bepaalde bodemlaag volgens de t-test met gepaarde gegevens.

4.3 Bodem- en vegetatietoestand in 2015

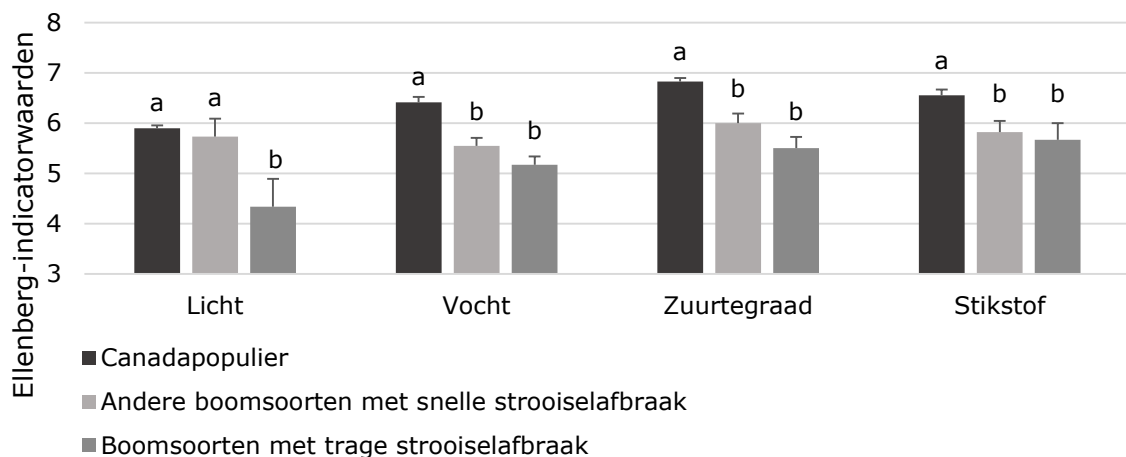
De gegevens van de Ellenberg-indicatorwaarden staan in tabel 4.5. De gegevens van de bodemvariabelen staan in tabel 4.6. De correlatiematrix volgens Spearman vind je terug in bijlage 4.

Tabel 4.5 Gewogen gemiddelde Ellenberg-indicatorwaarden bij elk proefvlak (P), waarbij L staat voor 'licht', F voor 'vocht', R voor 'zuurtegraad' en N voor 'stikstof'. Met 'Gem.' het gemiddelde en 'St.dev' de standaardafwijking van alle proefvlakken.

P	L	F	R	N	P	L	F	R	N	P	L	F	R	N
1	6	7	7	7	17	3	5	5	5	33	5	6	6	5
2	6	5	6	6	18	4	5	6	6	34	6	5	6	5
3	6	6	6	7	19	6	5	6	5	35	6	6	7	6
4	6	6	7	7	20	6	5	6	6	36	6	6	7	7
5	5	6	7	7	21	7	6	5	5	37	6	6	7	7
6	6	6	7	7	22	3	5	6	6	38	7	6	6	5
7	6	7	7	7	23	6	6	6	7	39	6	7	7	6
8	6	7	7	7	24	6	5	6	6	40	6	7	7	7
9	5	6	7	7	25	4	5	6	6	41	6	7	7	7
10	6	7	7	7	26	5	5	6	6	42	6	6	7	6
11	6	7	6	6	27	6	6	7	7	43	6	6	6	6
12	6	6	7	7	28	6	6	6	6	44	6	7	7	7
13	6	7	7	7	29	6	6	6	6	45	4	5	5	5
14	6	7	7	6	30	6	6	5	5	46	6	6	6	6
15	3	5	5	5	31	6	6	7	6	Gem.	6	6	6	6
16	6	5	7	7	32	6	6	6	6	St.dev	0,9	0,7	0,7	0,8

Bij de groepering op basis van strooiselkwaliteit zitten 29 proefvlakken in de groep van 'Canadapopulier'. Elf proefvlakken horen bij de groep 'snelle strooiselafbraak'. De hoofdboomsoorten daarbij zijn: Noorse esdoorn (*Acer platanoides* L.), Gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus* L.), Ruwe berk (*Betula pendula* Roth), Zomereik (*Quercus robur* L.), Valse acacia (*Robinia pseudoacacia* L.) en Schietwilg (*Salix alba* L.). In de groep van 'trage strooiselafbraak' zitten 6 proefvlakken. De hoofdboomsoorten daarbij zijn: Witte paardenkastanje (*Aesculus hippocastanum* L.), Beuk (*Fagus sylvatica* L.) en Corsicaanse den (*Pinus nigra* (Poir.) Maire). Aangezien Corsicaanse den (*P. nigra*) niet in tabel 2.3 en 2.2 staat, hebben we voor die soort gekeken naar een boomsoort met hetzelfde geslacht, namelijk Grove den (*Pinus sylvestris* L.). B. Muys (persoonlijk gesprek, 8 maart 2016) vertelde ons dat Witte paardenkastanje (*A. hippocastanum*) bij de groep van de trage strooiselafbraak hoort.

We kijken eerst naar de gegevens van de vier Ellenberg indicatoren. Daarbij zijn er acht sterke uitschieters bij 'licht', twee boven het gemiddelde (proefvlak 21 en 38) en zes onder het gemiddelde (proefvlak 15, 17, 18, 22, 25 en 45). Bij alle vier de variabelen blijkt er een zeer sterk significante aanduiding te zijn dat de gegevens niet normaal verdeeld zijn ($p < 0,001$). De Kruskal-Wallis-test geeft aan dat op gebied van 'licht' ($p = 0,006$), 'vocht' ($p = 0,000$), 'zuurtegraad' ($p = 0,000$) en 'stikstof' ($p = 0,004$) er een verschil is tussen de groepen. In figuur 4.3 geeft Dunns meerdere vergelijkingen-test weer welke groepen van elkaar verschillen.

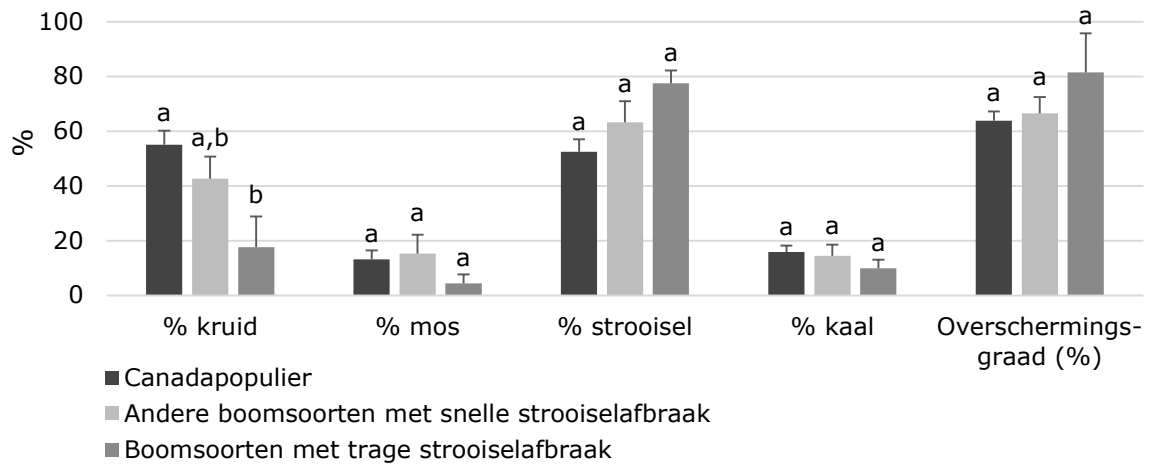


Figuur 4.3 Gemiddelden van de gewogen gemiddelde Ellenberg-indicatorwaarden van licht, vocht, zuurtegraad en stikstof voor de groepering volgens strooiselkwaliteit. De foutbalken geven de standaardfout op het gemiddelde weer. De letters boven de foutbalken geven weer of er een significant verschil is tussen de groepen bij een bepaalde Ellenbergindicator volgens Dunns meerdere vergelijkingen-test.

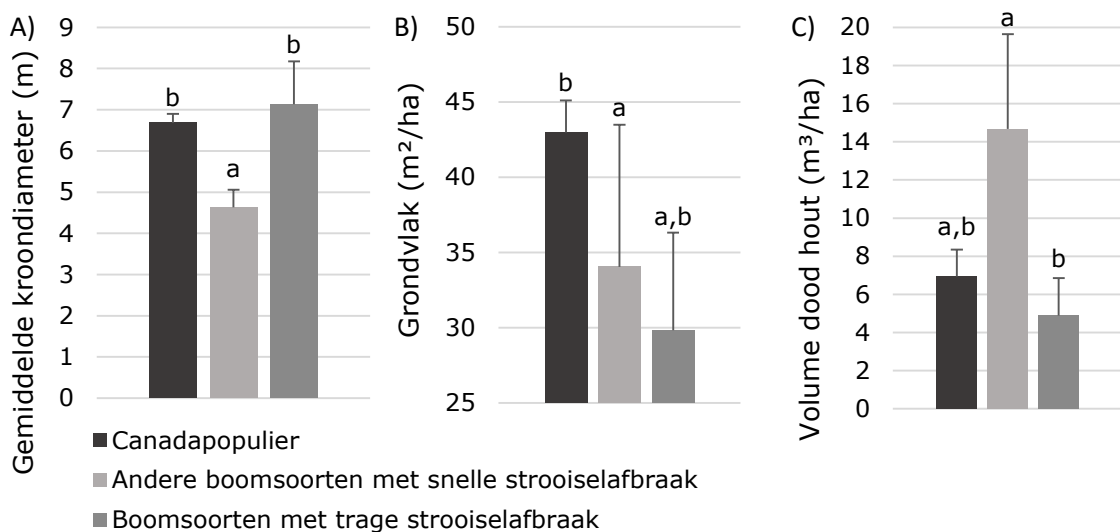
Vervolgens voeren we de One-Way ANOVA-test uit voor: % strooisel, vierkantsworteltransformatie van % kaal, totale bedekking in kruid- en struiklaag, overschermingsgraad en de logaritmetransformatie van volume dood hout. Dat zijn de enige gegevens die normaal verdeeld en homoskedastisch zijn. Bij de logaritmetransformatie van volume dood hout ($p = 0,041$) en de bij totale bedekking in kruid- en struiklaag ($p = 0,007$) zijn er volgens One-Way ANOVA, verschillen tussen de gemiddelden van de groepen. De Duncan-test geeft die verschillen weer in figuur 4.5 voor volume dood hout. De totale bedekking in kruid- en struiklaag is significant hoger in de proefvlakken van 'Canadapopulier' en 'snelle strooiselafbraak' dan in die van 'trage strooiselafbraak'.

De gegevens van de variabelen: % kruid, % mos, aantal soorten in de kruid- en struiklaag, gemiddelde kroondiameter van de hoofdboomsoort en grondvlak, zijn niet normaal verdeeld of heteroskedastisch. Bij het uitvoeren van de Kruskal-Wallis-test is

er bij de variabelen % kruid ($p = 0,030$), aantal soorten in de kruid- en struiklaag ($p = 0,038$), gemiddelde kroondiameter ($p = 0,001$) en grondvlak ($p = 0,010$), minstens een significante aanduiding dat de groepen voor die variabelen van elkaar verschillen. In figuur 4.4 en 4.5 geeft Dunns meerdere vergelijkingen-test die verschillen weer. Volgens Dunns meerdere vergelijkingen-test is bovendien alleen 'Canadapopulier' significant hoger dan 'trage strooiselafbraak' bij het aantal soorten in de kruid- en struiklaag.



Figuur 4.4 Gemiddelden van % kruid, % mos, % strooisel, % kaal en overschermingsgraad (in %) voor de groepering volgens strooiselkwaliteit. De foutbalken geven de standaardfout op het gemiddelde weer. De letters boven de foutbalken geven weer of er een significant verschil is tussen de groepen bij een bepaalde variabele volgens Dunns meerdere vergelijkingen-test.



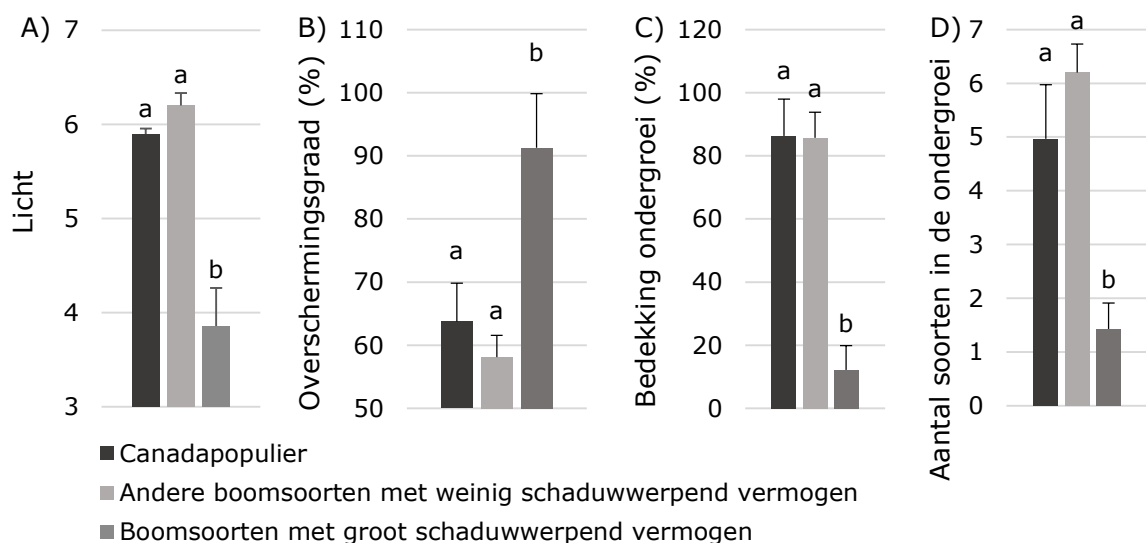
Figuur 4.5 Gemiddelden van de gemiddelde kroondiameter van de hoofdboomsoort (in m; A), het grondvlak (in m^2/ha ; B) en volume dood hout (m^3/ha ; C) voor de groepering volgens strooiselkwaliteit. De foutbalken geven de standaardfout op het gemiddelde weer. De letters boven de foutbalken geven weer of er een significant verschil is tussen de groepen bij een bepaalde variabele volgens Duncan of Dunns meerdere vergelijkingen-test.

Bij de groepering op basis van schaduwwerpend vermogen zit: Ruwe berk (*B. pendula*), Zomereik (*Q. robur*), Corsicaanse den (*P. nigra*), Valse acacia (*R. pseudoacacia*) en Schietwilg (*S. alba*) in de groep van 'weinig schaduw'. Ook hier delen we Corsicaanse den (*P. nigra*) in aan de hand van de gegevens van Grove den (*P. sylvestris*). Zeven proefvlakken zitten in de groep van 'veel schaduw', met als hoofdboomsoorten:

Gewone esdoorn (*A. pseudoplatanus*), Noorse esdoorn (*A. platanoides*), Beuk (*F. sylvatica*) en Witte paardenkastanje (*A. hippocastanum*). We besluiten om Witte paardenkastanje (*A. hippocastanum*) in die groep in te delen aan de hand van onze eigen ervaringen in het Sint-Annabos. Bovendien stelden Hicks & Taylor (2015) vast dat *Aesculus glabra* Willd (dat van hetzelfde geslacht is) de beschikbaarheid van licht reduceerde voor de ondergroei. De overige 29 proefvlakken zitten in de groep van 'Canadapopulier'.

De One-Way ANOVA-test geeft aan dat de gemiddelden van % strooisel ($p = 0,62$) en de vierkantsworteltransformatie van % kaal ($p = 0,649$), niet significant verschillen tussen de groepen van 'schaduwwerpend vermogen'. Alleen bij overschermingsgraad ($p = 0,002$) en totale bedekking van kruid- en struiklaag ($p = 0,000$), geeft de test een sterk significante aanduiding dat de gemiddelden verschillen tussen de groepen. In figuur 4.6 geeft de Duncan-test die verschillen weer.

De Kruskal-Wallis-test geeft aan dat er een verschil is tussen die groepen bij % kruid ($p = 0,002$) en bij de Ellenbergindicator 'licht' ($p < 0,0001$). Voor beide variabelen geeft Dunns meerdere vergelijkingen-test weer dat de groepen 'weinig schaduw' en 'Canadapopulier' significant grotere waarden hebben voor die variabelen, dan 'veel schaduw'. Bij % mos (Kruskal-Wallis: $p = 0,032$) verschillen alleen 'Canadapopulier' en de groep van 'veel schaduw'. De populierenproefvlakken vertonen daarbij een grotere mosbedekking. Kruskal-Wallis geeft ook aan dat de gemiddelde kroondiameter niet gelijk is over de verschillende groepen ($p = 0,002$), maar Dunns meerdere vergelijkingen-test laat geen verschillen zien. Ook 'aantal soorten in de kruid- en struiklaag' zijn niet normaal verdeeld ($p = 0,009$). De Kruskal-Wallis-test geeft verschillen weer bij die variabele ($p = 0,001$) en Dunns meerdere vergelijkingen-test laat die verschillen zien in figuur 4.6. Voor 'aantal soorten in de kruid- en struiklaag' zijn er twee uitschieters, proefvlak 39 en 29.



Figuur 4.6 Gemiddelden van Ellenbergindicator licht (A), overschermingsgraad (in %; B), totale bedekking in kruid- en struiklaag (in %; C) en aantal soorten in de kruid- en struiklaag (D) voor de groepering volgens schaduwwerpend vermogen. De foutbalken geven de standaardfout op het gemiddelde weer. De letters boven de foutbalken geven weer of er een significant verschil is tussen de groepen bij een bepaalde variabele volgens Duncan of Dunns meerdere vergelijkingen-test.

De boxplots van de bodemvariabelen geven bij de bovenste bodemlaag vier uitschieters weer bij pH-H₂O (proefvlak 15, 16, 20 en 35) en drie bij pH-KCl (proefvlak 16, 20 en 35). Bij de middelste bodemlaag hebben we één uitschieter bij pH-KCl (proefvlak 25), twee bij % CaCO₃ (proefvlak 44 en 45) en één bij % organisch materiaal (proefvlak

25). Bij de onderste bodemlaag hebben we drie uitschieters bij % CaCO_3 (Proefvlak 20, 22 en 45). Bovendien vertonen de CaCO_3 -concentraties een relatief grote spreiding voor de drie bodemlagen.

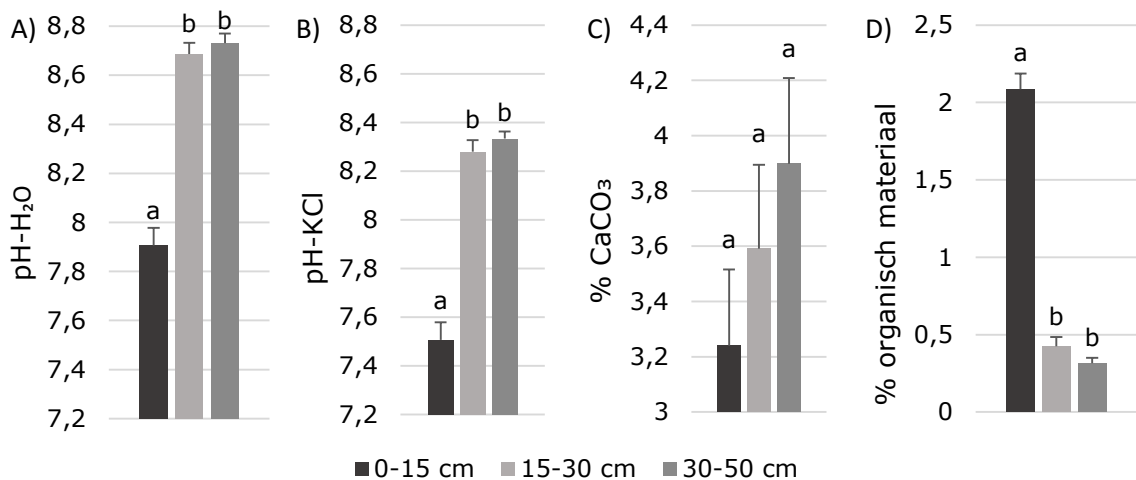
We voeren een Factorieel design Two-Way ANOVA-test uit voor de vier bodemvariabelen met als factorvariabelen: 'strooiselkwaliteit' en 'diepte'. Daarbij zien we dat er voor geen enkele bodemvariabele een significante aanduiding is dat er interacties zijn ($p > 0,05$). Vervolgens bekijken we voor die bodemvariabelen of er verschillen zijn tussen de bovenste, middelste en onderste bodemlaag.

Tabel 4.6 pH-H₂O, pH-KCl, CaCO₃-concentraties (in %) en gehalte organisch materiaal (in %), gemeten in 2015, van de bovenste (1 = 0-15 cm), middelste (2 = 15-30 cm) en onderste bodemlaag (3 = 30-50 cm). Dat voor alle proefvlakken waarvan we bodemstalen namen. 'Gem' staat voor gemiddelde, 'St.dev' voor standaardafwijking en 'o.m.' staat voor organisch materiaal.

Proef- vlak	pH-H ₂ O			pH-KCl			% CaCO ₃			% o.m.		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
1	7,89	8,64	8,84	7,51	8,30	8,54	2,70	3,37	4,25	2,84	0,54	0,15
2	7,91	8,78	8,51	7,66	8,48	8,37	3,51	3,55	3,27	1,62	0,30	0,47
5	7,95	8,92	8,62	7,51	8,57	8,47	4,49	4,26	6,22	3,01	0,35	0,49
6	8,10	8,74	8,71	7,66	8,28	8,21	4,80	2,07	3,83	1,76	0,34	0,46
11	8,02	8,70	8,81	7,63	8,18	8,40	2,73	4,23	3,86	1,55	0,50	0,19
12	7,78	8,73	8,47	7,37	8,24	8,28	4,41	6,25	4,88	2,41	0,28	0,63
15	7,29	8,20	8,76	6,88	7,92	8,21	0,38	0,00	2,53	2,33	0,50	0,24
16	6,98	8,21	8,47	6,68	7,79	8,04	0,70	2,10	3,26	2,08	0,77	0,39
17	7,64	8,57	8,88	7,18	8,03	8,35	1,20	2,09	3,49	1,52	0,21	0,23
18	7,98	8,58	8,48	7,80	8,27	8,13	3,06	2,65	1,95	1,85	0,49	0,67
19	7,70	8,56	8,34	7,29	8,16	8,09	3,61	3,72	2,19	2,05	0,67	0,52
20	7,08	8,61	8,58	6,69	8,33	8,30	3,57	4,06	6,86	2,57	0,23	0,19
21	8,02	8,82	8,71	7,61	8,33	8,37	4,39	4,03	3,70	2,36	0,30	0,36
22	7,81	8,66	8,50	7,40	8,32	8,16	3,66	2,94	0,29	1,23	0,47	0,31
23	7,84	8,85	8,81	7,58	8,57	8,44	0,90	2,41	1,24	1,63	0,19	0,00
25	8,03	8,26	8,64	7,67	7,74	8,25	3,44	3,97	3,91	2,66	1,52	0,51
27	7,95	8,80	8,96	7,56	8,12	8,32	3,29	4,42	4,92	2,87	0,61	0,44
30	8,17	8,92	8,96	7,68	8,60	8,59	5,55	3,52	4,18	1,77	0,00	0,20
31	7,96	8,51	8,73	7,67	8,20	8,31	1,79	2,08	3,85	1,71	0,63	0,36
33	8,17	8,56	8,57	7,88	8,26	8,23	5,92	5,44	5,84	1,70	0,59	0,56
35	8,82	8,82	8,85	8,40	8,42	8,37	2,42	1,65	2,29	2,13	0,29	0,24
36	8,23	8,95	9,20	7,77	8,44	8,57	3,94	2,81	3,97	1,99	0,10	0,14
38	7,53	8,32	8,74	7,04	7,91	8,45	1,53	4,01	4,17	2,92	0,88	0,37
40	8,14	8,91	8,92	7,24	8,40	8,41	4,21	2,92	3,23	1,38	0,20	0,13
42	8,18	8,87	8,69	7,67	8,46	8,18	3,55	4,69	5,31	2,01	0,14	0,14
44	8,09	8,95	8,97	7,66	8,51	8,55	3,38	6,90	4,35	2,84	0,14	0,05
45	8,21	9,10	9,01	7,97	8,72	8,43	4,36	6,82	7,41	1,53	0,23	0,05
Gem.	7,91	8,69	8,73	7,51	8,28	8,33	3,24	3,59	3,90	2,09	0,42	0,31
St.dev	0,07	0,05	0,04	0,07	0,05	0,03	0,28	0,30	0,31	0,10	0,06	0,04

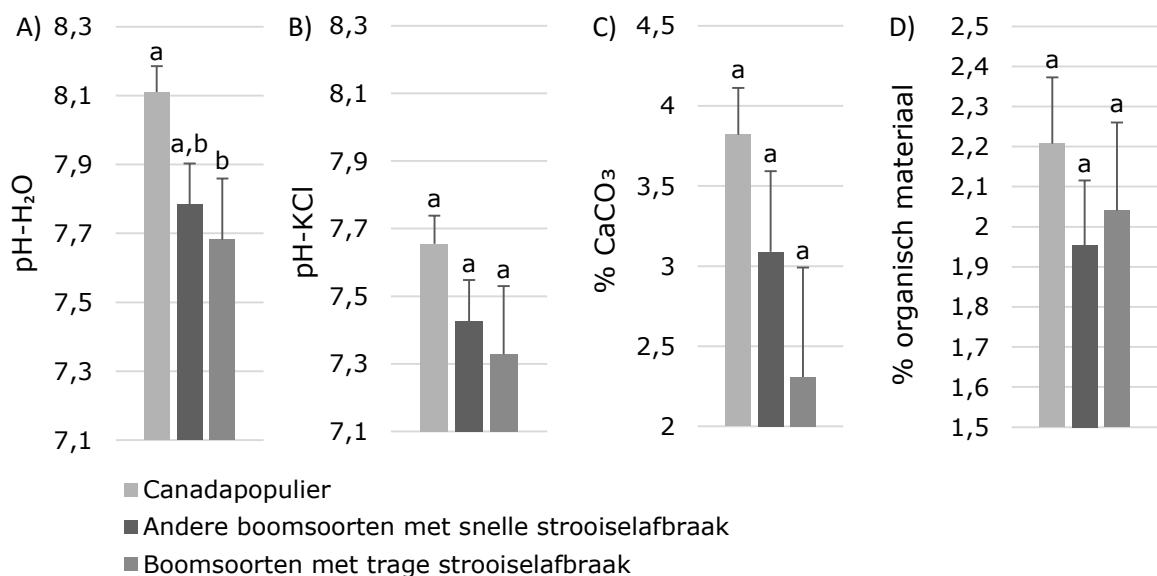
De One-Way ANOVA-test geeft voor de variabele pH-H₂O, weer dat de gemiddelden van de verschillende diepten niet allemaal gelijk zijn ($p = 0,000$). Ook bij het gehalte organisch materiaal zijn er zeer sterk significante aanduidingen dat er verschillen zijn tussen de bodemlagen ($p = 0,000$). De Duncan-test geeft weer waar die verschillen zijn in figuur 4.7. Op vlak van CaCO_3 -concentratie zouden de gemiddelden niet verschillen

bij veranderende diepte ($p = 0,298$). De gegevens van pH-KCl zijn heteroskedastisch ($p = 0,005$), waardoor we de Kruskal-Wallis-test uitvoeren. Die geeft een zeer sterk significante aanduiding dat er verschillen zijn tussen de groepen ($p = 0,000$). In figuur 4.7 geeft Dunns meerdere vergelijkingen-test die verschillen weer.



Figuur 4.7 Gemiddelden van pH-H₂O (A), pH-KCl (B), CaCO₃-concentratie (in %; C) en gehalte organisch materiaal (in %; D) voor de verschillende diepten bodemstaal. De foutbalken geven de standaardfout op het gemiddelde weer. De letters boven de foutbalken geven weer of er een significant verschil is tussen de verschillende diepten bij een bepaalde bodemvariabele volgens de Duncan-test of de niet-parametrische Dunns meerdere vergelijkingen-test.

Omdat het altijd de bovenste bodemlaag is die verschilt van de andere twee, bestuderen we enkel de invloed van de strooiselkwaliteit op de 0-15 cm laag. Bij pH-H₂O geeft One-Way ANOVA een p-waarde van 0,028. We hebben dus een significante aanduiding om de nulhypothese te verwerpen. In figuur 4.8 geeft de Duncan-test die verschillen weer. One-Way ANOVA geeft echter geen significante verschillen weer tussen de gemiddelden van de verschillende strooiselkwaliteitsgroepen bij pH-KCl ($p = 0,169$), CaCO₃-concentratie ($p = 0,095$) en gehalte organisch materiaal ($p = 0,556$).



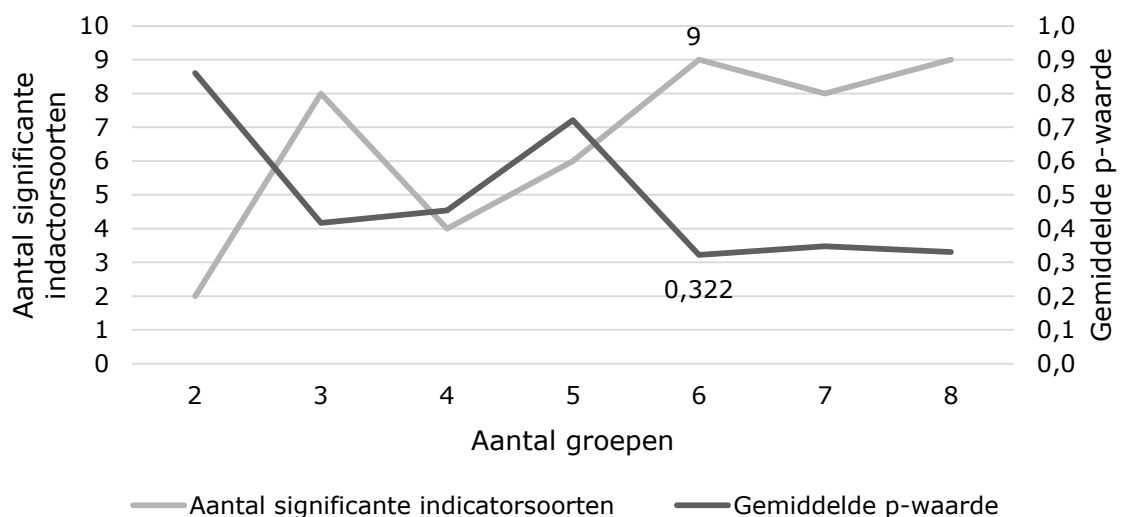
Figuur 4.8 Gemiddelden van pH-H₂O (A), pH-KCl (B), CaCO₃-concentratie (in %; C) en gehalte organisch materiaal (in %; D), van de bovenste bodemlaag (0-15 cm), voor de groepering volgens strooiselkwaliteit. De foutbalken geven de standaardfout op het gemiddelde weer. De letters boven de foutbalken geven weer of er een significant verschil is tussen de verschillende groepen bij een bepaalde bodemvariabele volgens de Duncan-test.

4.4 Vegetatieanalyse

In de vegetatiematrix van de kruid- en struiklaag (die we gebruiken voor de vegetatieanalyse) zitten 40 soorten en 46 proefvlakken. Er zijn echter drie proefvlakken die geen kruid- en struiklaag hebben (proefvlak 15, 22 en 33). We verwijderen die voor we verdergaan.

Als we de zeldzame soorten verwijderen, merken we dat er nog maar 19 soorten overblijven in onze matrix. We verwijderen dus meer dan de helft van de soorten waardoor we de vegetatiematrix aanzienlijk kleiner maken. We hebben daardoor de keuzemogelijkheid om de zeldzame soorten te behouden. Als we dat doen geeft de outlieranalyse geen uitschieters weer. Als we er echter toch voor kiezen om de zeldzame soorten te verwijderen, geeft de outlieranalyse slechts één uitschieter (proefvlak 25) aan. Die heeft een standaardafwijking van 2,076; wat heel dicht bij 2 ligt. We kunnen er dus voor kiezen om die uitschieter toch te behouden. Als we die uitschieter toch verwijderen en de outlieranalyse herhalen tot er geen meer zijn, houden we uiteindelijk 33 proefvlakken en 16 soorten over in onze vegetatiematrix.

We hebben ervoor gekozen om de vegetatieanalyse uit te voeren voor die drie verschillende vegetatiematrixen. De drie groeperingen die tot stand komen door de hiërarchische clustering, vind je terug in bijlage 5. Bij het uitvoeren van de One-Way ANOVA-test en de Kruskal-Wallis test blijkt echter dat bij de vegetatiematrix waarbij we de zeldzame soorten verwijderen maar de uitschieter behouden, er enkel een verschil is bij de variabele 'licht' tussen de groepen. Bij de vegetatiematrix waarbij we de zeldzame soorten en de uitschieters verwijderen, zijn er zelfs geen verschillen tussen de groepen van de hiërarchische clustering. Bovendien is er geen correlatie aanwezig tussen enerzijds de omgevingsvariabelen en anderzijds de ordinatieassen van die twee vegetatiematrixen. Die resultaten samen met het verlies aan gegevens, hebben ons doen besluiten om enkel de vegetatieanalyse op de vegetatiematrix met behoud van zeldzame soorten te bespreken.



Figuur 3.9 Indicatorsoortanalyses bij de hiërarchische clustering van de vegetatiematrix waarbij de zeldzame soorten behouden zijn. Bij zes groepen is er een lage gemiddelde p-waarde en een hoog aantal significante indicatorsoorten.

Bij het uitvoeren van de indicatorsoortanalyses op de vegetatiematrix, zien we dat een hiërarchische clustering in zes groepen het beste resultaat geeft (zie figuur 4.9). We werken dus verder met die groepering en bekijken welke kruid- en struiksoorten die groepen bepalen. Ook kijken we welke proefvlakken in elke groep vallen om zo te bepalen welke hoofdboomsoorten bij die kruid- en struiksoorten horen (zie tabel 4.7).

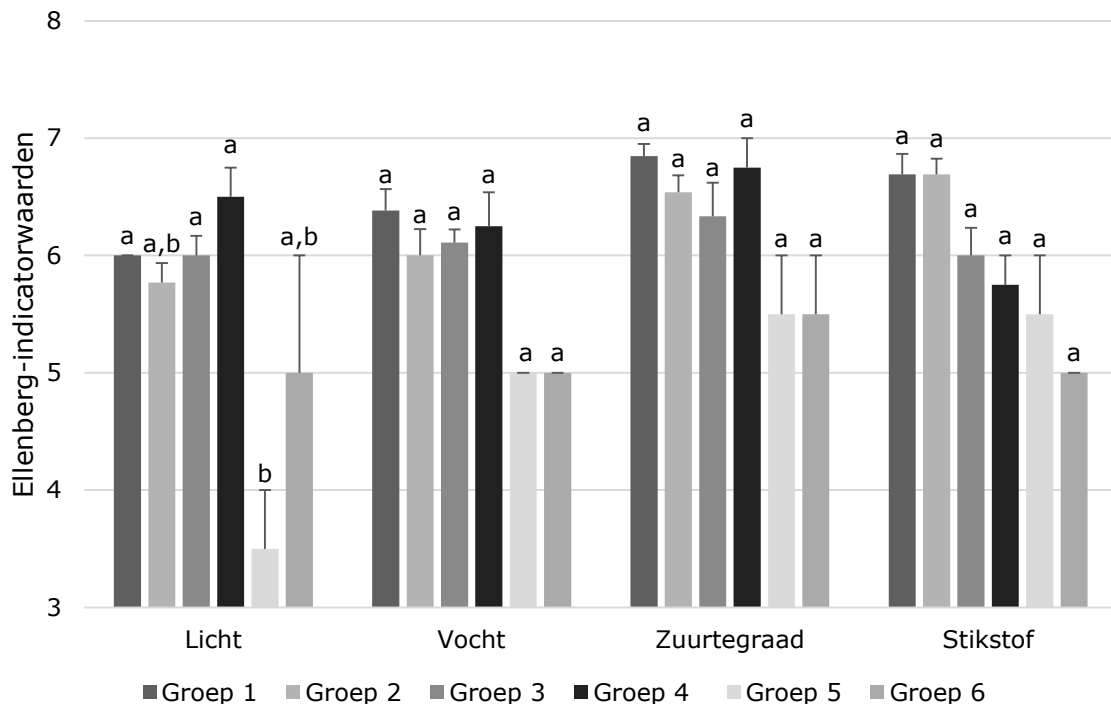
Tabel 4.7 De bovenste tabel geeft alle hoofdboomsoorten van de proefvlakken weer die bij een bepaalde groep, van de hiërarchische clustering met behoud van zeldzame soorten, horen. De onderste tabel geeft de kruid- en struiksoorten weer waarvan de gemiddelde abundantie in een bepaalde groep van proefvlakken groter of gelijk is aan 50%, vergeleken met de gemiddelde abundantie van die soort in alle proefvlakken. Onderlijnde kruid- en struiksoorten zijn soorten die alleen in die groep voorkomen (relatieve abundantie = 100%).

Groep 1	Groep 2	Groep 3	Groep 4	Groep 5	Groep 6
Hoofdboomsoorten					
<i>Pcan</i>	<i>Pcan</i>	<i>Pcan</i>	<i>Pcan</i>	<i>Fsyl</i>	<i>Fsyl</i>
<i>Salb</i>	<i>Bpen</i>	<i>Bpen</i>	<i>Salb</i>		<i>Pcan</i>
	<i>Apse</i>	<i>Salb</i>	<i>Qrob</i>		
	<i>Rpse</i>				
	<i>Pnig</i>				
	<i>Ahip</i>				
Kruid- en struiksoorten met een relatieve abundantie $\geq 50\%$					
<u><i>Qrub</i></u>	<u><i>Sgal</i></u>	<u><i>Rgl</i></u>	<u><i>Carv</i></u>		
<u><i>Snig</i></u>	<u><i>Apse</i></u>	<u><i>Scap</i></u>	<u><i>Rcae</i></u>		
<u><i>Toff</i></u>	<u><i>Acap</i></u>	<u><i>Rfru</i></u>	<u><i>Cmas</i></u>		
	<u><i>Rpse</i></u>	<u><i>Mtri</i></u>	<u><i>Hsph</i></u>		
	<u><i>Afil</i></u>	<u><i>Cmon</i></u>	<u><i>Pvul</i></u>		
		<u><i>Soff</i></u>	<u><i>Cave</i></u>		
		<u><i>Gale</i></u>	<u><i>Jvul</i></u>		
		<u><i>Ptre</i></u>	<u><i>Ecan</i></u>		
		<u><i>Eang</i></u>	<u><i>Dfil</i></u>		
		<u><i>Bpen</i></u>	<u><i>Jreg</i></u>		
		<u><i>Mram</i></u>	<u><i>Chir</i></u>		
		<u><i>Pavi</i></u>	<u><i>Bdav</i></u>		
		<u><i>Aglu</i></u>	<u><i>Eeur</i></u>		
			<u><i>Fcon</i></u>		
			<u><i>Qrob</i></u>		

We voeren de Kruskal-Wallis-test met eventueel Dunns meerdere vergelijkingen-test uit om de significante verschillen tussen die zes groepen te bepalen. Dat doen we voor alle Ellenbergindicatoren en de twee zuurtegraadvariabelen van de bovenste bodemlaag aangezien die niet normaal verdeeld zijn. Het valt op dat voor 'vocht' ($p = 0,032$), 'zuurtegraad' ($p = 0,035$) en 'stikstof' ($p = 0,002$) de Kruskal-Wallis-test aangeeft dat er een significant verschil is tussen de groepen. Zoals je kan zien op figuur 4.10 geeft Dunns meerdere vergelijkingen-test echter alleen de verschillen bij 'licht' ($p = 0,048$) weer. Voor pH-H₂O 0-15 cm ($p = 0,156$) en pH-KCl 0-15 cm ($p = 0,606$) geeft Kruskal-Wallis aan dat er geen verschillen tussen de groepen zijn. Bij de rest van de variabelen voeren we een One-Way ANOVA-test met eventueel een Duncan-test uit. De overige variabelen zijn namelijk normaal verdeeld en homoskedastisch, hoewel dat voor CaCO₃-concentratie van de middelste bodemlaag pas is na een vierkantsworteltransformatie en voor gehalte organisch materiaal van de middelste bodemlaag pas na een logaritmetransformatie.

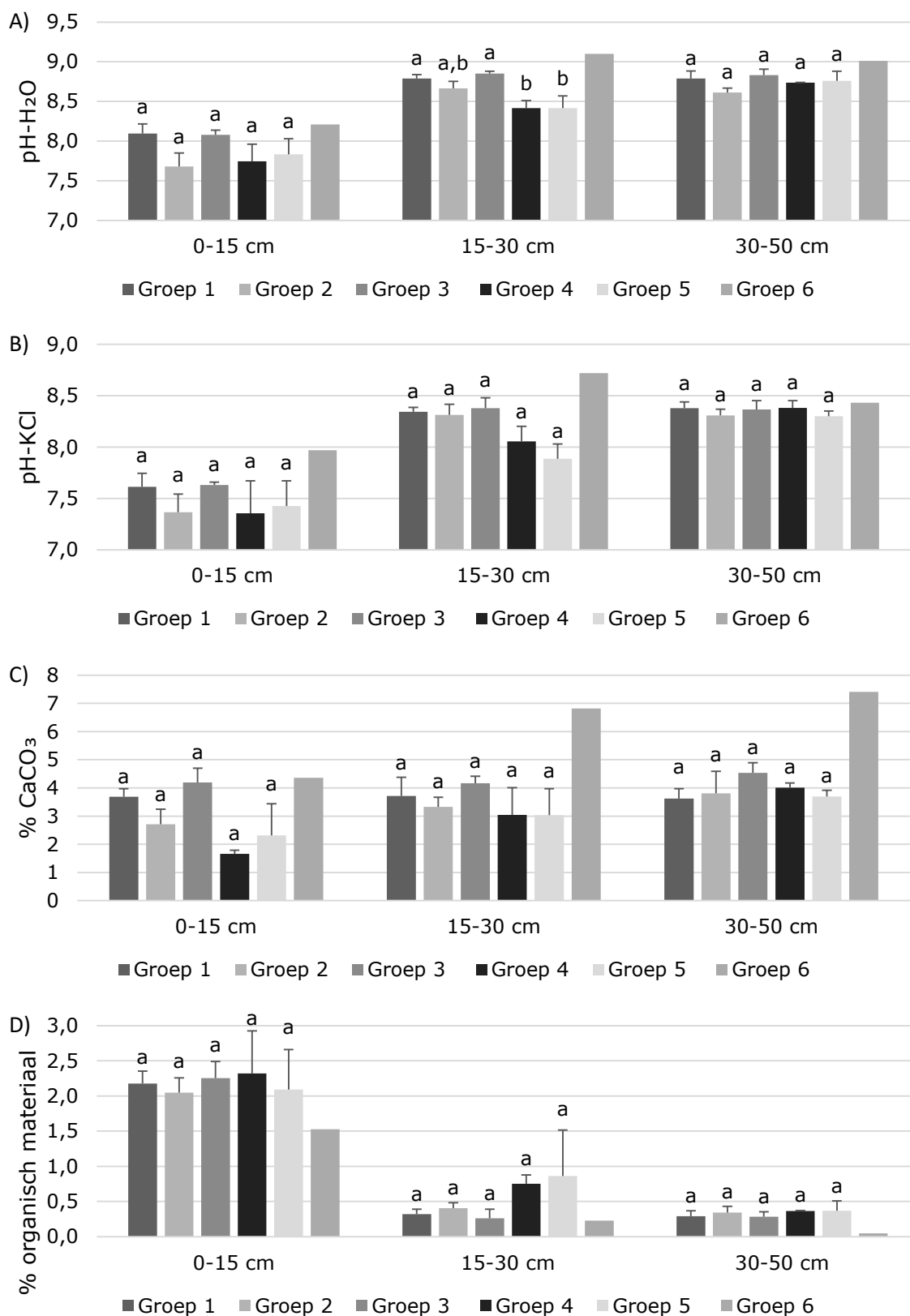
Om de Post-Hoc Duncan-test uit te kunnen voeren, moeten er minstens twee gegevens van de bodemvariabele in elke groep zitten. Groep 6 heeft echter maar één proefvlak waar bodemstalen genomen zijn. We kiezen er daarom voor om de One-Way ANOVA test opnieuw uit te voeren zonder groep 6 (zie figuur 4.11). Daaruit blijkt dat er alleen bij de gemiddelden van pH-H₂O van de middelste bodemlaag een significant verschil is tussen de groepen ($p = 0,018$). pH-KCl van de middelste bodemlaag, die in de eerste

One-Way ANOVA-test een significant verschil weergaf ($p = 0,30$), geeft bij het uitsluiten van groep 6 geen significant verschil meer ($p = 0,51$).



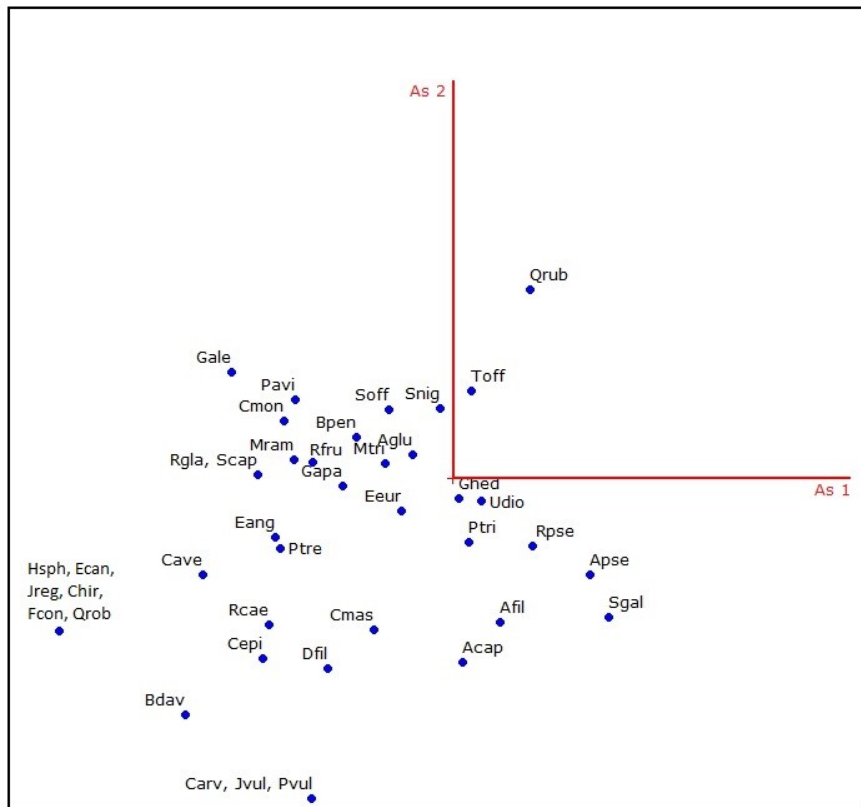
Figuur 4.10 Gemiddelden van de gewogen gemiddelde Ellenberg-indicatorwaarden van licht, vocht, zuurtegraad en stikstof voor de groepen van de hiërarchische clustering, met behoud van de zeldzame soorten. De foutbalken geven de standaardfout op het gemiddelde weer. De letters boven de foutbalken geven weer of er een significant verschil is tussen de verschillende groepen bij een bepaalde Ellenbergindicator volgens Dunns meerdere vergelijkingen-test.

We voeren een indirecte ordinatie uit op de vegetatiematrix. Uit de autopilootmethode van NMS blijkt dat we twee dimensionaal moeten werken. Als we vervolgens enkele keren een handmatige NMS uitvoeren, krijgen we steeds een minimale stress van 19,206 (< 20) in relatie tot het aantal dimensies en een p-waarde van 0,004 ($< 0,05$) voor de randomisatietest. We mogen de resultaten van de handmatige NMS dus gebruiken. As 1 heeft een determinatiecoëfficiënt van 0,350 en As 2 van 0,355. De assen verklaren dus 70,5% van de variatie tussen de proefvlakken. Door de Spearman-correlatiecoëfficiënten te berekenen, weten we welke Ellenbergindicatoren en bodemvariabelen een significante correlatie vertonen met de ordinatieassen. Daaruit blijkt dat beide assen niet gecorreleerd zijn met de bodemvariabelen. Wel vertoont as 1 een significante negatieve correlatie met 'licht' en 'vocht' (zie figuur 4.12).

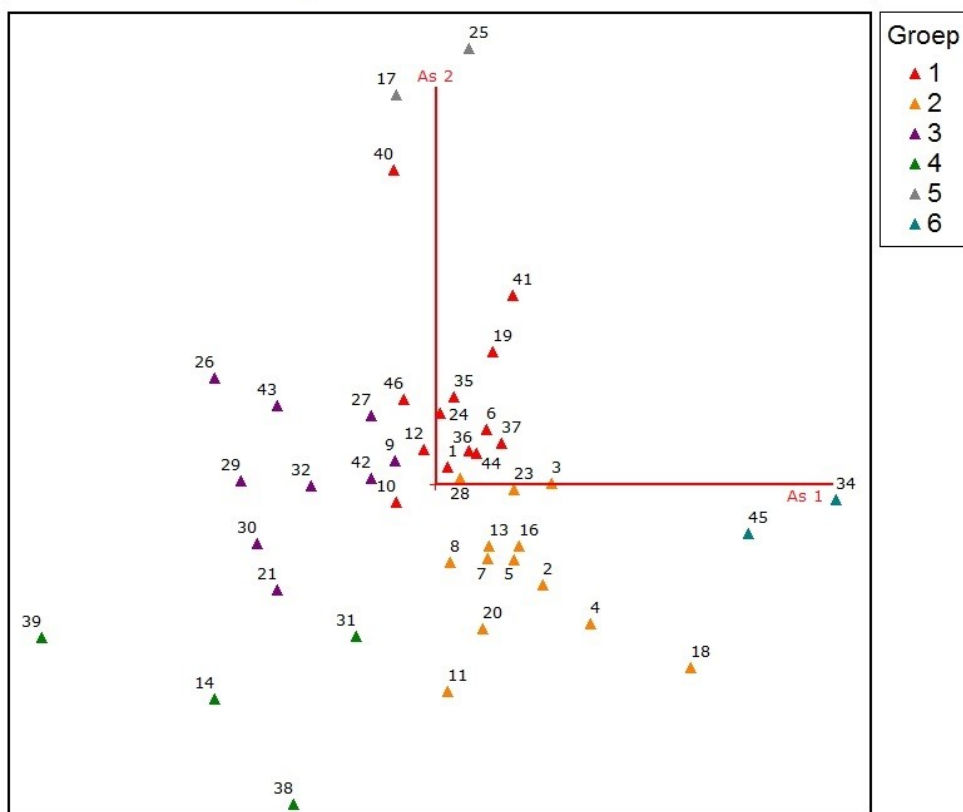


Figuur 4.11 Gemiddelden van pH-H₂O (A), pH-KCl (B), CaCO₃-concentratie (in %; C) en gehalte organisch materiaal (in %; D) bij de verschillende diepten bodemstaal voor de groepen van de hiërarchische clustering met behoud van de zeldzame soorten. De foutbalken geven de standaardfout op het gemiddelde weer. De letters boven de foutbalken geven weer of er een significant verschil is tussen de verschillende groepen bij een bepaald pH of percentage, volgens de Duncan-test.

A)



B)



Vocht (-0,306)
Licht (-0,362)

Figuur 4.12 2-dimensionale ordinatieruimte waarbij de kruid- en struiksoorten (A) en de proefvlakken met hun hiërarchische clustering (B) weergegeven zijn ten opzichte van de ordinateassen. Correlaties met de assen staan onder en links naast B met de Spearman-correlatiecoëfficiënten weergegeven.

5 DISCUSSIE

5.1 Carbonaatbuffering en zuurtegraad

Aangezien het Sint-Annabos op opgespoten baggerspecie uit de Schelde staat, waren er in 1978 zeer veel schelpfragmenten aanwezig in de bodem (Van Boghout, 1978). Ook in 2015 waren die fragmenten nog duidelijk zichtbaar aanwezig. De schelpfragmenten zorgen voor een heel variabel beeld bij de CaCO_3 -concentraties van 1978 en 2015, en kunnen een verklaring zijn voor de uitschieters. Ook de grote spreiding van de CaCO_3 -concentraties kunnen we daarmee verklaren. De grotere spreiding in 1978 ten opzichte van 2015, wijten we aan de afbraak van de schelpfragmenten sinds hun blootstelling aan lucht. Volgens de bufferbereiken van Ulrich (1983) zit de bodem van het Sint-Annabos in het bufferbereik van calciumcarbonaat. Die is aanwezig wanneer de pH van de bodem groter is dan 6,2. In het Sint-Annabos is dat het geval voor zowel pH- H_2O als pH-KCl. Ulrich (1983) en Lükewille (1993) stellen dat het oplossen van CaCO_3 de bodem buffert tegen verzuring. Daardoor ontstaat volgend evenwichtsproces:



Volgens Meiwes et al. (1986) gaat de CaCO_3 buffering gepaard met een kruimelstructuur, mullachtige humus, snelle circulatie van strooisel, uitloging van vooral kalk en waterstofcarbonaat, en afwezigheid van toxinen zoals aluminium en fenolen.

Er is geen significant verschil tussen de CaCO_3 -concentraties van 1978 en 2015. We kunnen dus zeggen dat voorlopig de buffering nog zeer sterk is door de aanwezigheid van schelpfragmenten. Wel is het gemiddelde van 2015 ongeveer 0,5% lager dan die van 1978, en dat voor elke bodemlaag. Bij de totale bodemlaag (0-50 cm) hadden we in 1978 gemiddeld 4,5% CaCO_3 , dus is de CaCO_3 -concentratie op 37 jaar tijd met ongeveer 12,5% afgenomen. Als die trend zich voortzet, zit er over 260 jaar geen CaCO_3 meer in de bodem. Wanneer dat gebeurt, verzuurt de bodem snel waardoor het in een nieuw bufferbereik terechtkomt. Daarbij treedt silicaatverwerking op om de verzurende stoffen te bufferen (Ulrich, 1983). Als alle silicaten verweerd zijn of als de zuurinput groter is dan de buffersnelheid (die afhankelijk is van de verwerkingssnelheid), gaat het systeem over in het uitwisselingsbufferbereik. De buffering gebeurt dan door de uitwisseling van kationen met het uitwisselingscomplex (Ulrich, 1983; De Schrijver et al., 2010b). Bij een pH die lager is dan 4,5 zorgt de dissociatie van aluminium- en ijzerhydroxiden voor de buffering (Ulrich, 1983; Lükewille 1993; De Schrijver et al., 2010b). Bij verregaande verzuring daalt dus de beschikbaarheid van basische kationen en gaat aluminium in oplossing, wat toxisch kan zijn voor wortelgroei en -opname (Meiwes et al., 1986; De Schrijver et al., 2010b). Bovendien verdwijnt de mulhumus (Den Ouden et al., 2010) en stelden Muys & Granval (1997) vast dat anecische en endogeïsche regenwormen veelal niet voorkomen bij een pH lager dan 4. Dat heeft een negatief effect op de bodemkwaliteit (Faber & Van Der Hout, 2009).

Het CaCO_3 buffert de verzuring dus sterk. De resultaten van pH-KCl bevestigen dat. Zij vertonen dezelfde trends als pH- H_2O , maar met een pH die gemiddeld 0,4 lager ligt. Dat kleine verschil doet ons vermoeden dat de sterke carbonaatbuffering aanwezig was sinds de aanplanting van het bos. De historische verzuring is dus gering. Langs de andere kant kunnen zwakke zuren, die normaal weinig effect hebben, kalkrijke bodems wel verzuren. De Schrijver et al. (2010b) stellen namelijk dat de ademhaling van planten een verzurend effect heeft op kalkrijke bodems door de vorming van koolzuur. Bovendien stellen zij ook dat plantengroei bodemverzuring veroorzaakt. Bij het opnemen van basische kationen geeft de plant namelijk protonen, zoals waterstofionen (H^+), af om zijn elektronenneutraliteit te behouden.

Wel stellen we vast dat de ordinatieassen bij de indirecte ordinatie niet gecorreleerd zijn met de Ellenbergindicatoren 'zuurtegraad' en 'stikstof'. Ook blijkt er geen significant verschil te zijn tussen de groepen van de hiërarchische clustering voor die variabelen. Er zijn bovendien geen correlaties tussen de ordinatieassen en de bodemvariabelen. We kunnen dus zeggen dat de invloed van de kruid- en struiklaag op de bodem te verwaarlozen is. Daarom houden we alleen rekening met de invloed van de boomsoorten op de bodemevolutie.

Bij pH-H₂O stellen we vier uitschieters vast bij de bovenste bodemlaag. Eén proefvlak met als hoofdboomsoort Canadapopulier (*Populus x canadensis* Moench), heeft een relatief hoge pH. Drie proefvlakken hebben een relatief lage pH en hebben als hoofdboomsoorten: Beuk (*Fagus sylvatica* L.), Corsicaanse den (*Pinus nigra* (Poir.) Maire) en Valse acacia (*Robinia pseudoacacia* L.). De lage pH bij Valse acacia (*R. pseudoacacia*) is onverwacht aangezien het een snelle strooiselafbraak heeft en de bodem dus minder snel verzuurt (De Schrijver et al., 2010b). Een mogelijke verklaring is dat Valse acacia (*R. pseudoacacia*) bij de vlinderbloemenfamilie (Fabaceae) hoort en dus stikstof kan fixeren. Bolan et al. (1991) en De Schrijver et al. (2010a) stellen dat het proces van stikstoffixatie voor verzuring kan zorgen. Bij de opname van het gevormde ammonium (NH₄⁺) geeft de boom H⁺-ionen af. Bovendien zetten nitrificerende bacteriën het ammonium om in salpeterzuur. Bij die omzetting komen protonen vrij met verzuring tot gevolg (Vancraeynest & Staelens, 2013).

Momenteel is er een significant verschil tussen de zuurtegraad van de bovenste bodemlaag (gemiddeld 7,9 pH-H₂O) enerzijds, en de middelste en onderste bodemlaag (gemiddeld 8,7 pH-H₂O) anderzijds. Dat komt doordat de bovenste bodemlaag de meeste invloed ondervindt van zure regen (De Schrijver et al., 2010b) en strooisel. Strooisel met een hoge C/N verhouding breekt trager af (De Schrijver et al., 2010a; Gybels et al., 2013) en geeft aanleiding tot verzuring door de productie en uitloging van organische zuren (Hommel et al., 2001, 2002). Wij bekomen gelijkaardige resultaten. Boomsoorten met een trage strooiselafbraak hebben namelijk gemiddeld een grotere bedekking strooisel en een significant lagere pH-H₂O in vergelijking met de populierproefvlakken. De groep 'snelle strooiselafbraak' zit gemiddeld gezien tussen de twee groepen in voor beide variabelen. Hoewel de zuurtegraadindicator van Ellenberg geen correlatie vertoont met pH-H₂O, is ook bij die Ellenbergindicator 'Canadapopulier' significant hoger dan de andere twee groepen.

Het proefvlak van Zomereik (*Quercus robur* L.) kan een invloed hebben gehad op het feit dat de groep van snelle strooiselafbraak niet significant verschilt met die van trage strooiselafbraak. Volgens Hermy & Vandekerckhove (2004) heeft die boomsoort namelijk een zeer trage strooiselafbraak en zit die in dezelfde categorie als Beuk (*F. sylvatica*). Wij hebben er echter voor gekozen om de indeling van Krapfenbauer & Gasch (1989) te volgen, die eik in dezelfde categorie (matig tot goede afbraaksnelheid) als populier plaatst. Ook Muys (1993) bewees in zijn onderzoek dat de strooiselkwaliteit van Zomereik (*Q. robur*) een duidelijk betere kwaliteit had in vergelijking met die van Beuk (*F. sylvatica*). Bovendien heeft eik op rijke gronden een betere strooiselkwaliteit dan op arme gronden (Muys, 1991). Dat stemt overeen met De Schrijver et al. (2010a), die zeggen dat de snelheid van strooiselafbraak niet alleen afhangt van de boomsoort, maar ook van de voedselrijkdom van de bodem. Aangezien de bodem van het Sint-Annabos een relatief goede kwaliteit heeft, hebben we besloten om Krapfenbauer & Gasch (1989) te volgen. We delen het proefvlak van Zomereik (*Q. robur*) dus in, in de groep met de snelle strooiselafbraak. Bovendien neemt de nevenboomsoort Es (*Fraxinus excelsior* L.) van het proefvlak een relatief percentage grondvlak van 32% in, waardoor het een merkbare invloed kan hebben. Over Es (*F. excelsior*) is er een duidelijke consensus dat het een zeer snelle strooiselafbraak heeft (Krapfenbauer & Gasch, 1989; Muys, 1993; Hermy & Vandekerckhove, 2004).

De sterkere verzuring aan het bodemoppervlak zorgt ervoor dat CaCO_3 sneller uitloogt in de bovenste bodemlaag. Dat veroorzaakt een snellere uitputting van de buffercapaciteit (De Schrijver et al., 2010b). Er is dan ook een positieve correlatie tussen pH- H_2O en CaCO_3 in de bovenste bodemlaag. Bij de CaCO_3 -concentraties in de bovenste bodemlaag is er geen significant verschil tussen de drie groepen van strooiselkwaliteit. Wel heeft 'Canadapopulier' een hogere gemiddelde concentratie dan 'snelle strooiselafbraak' en die heeft een hoger gemiddelde dan 'trage strooiselafbraak'. De bodem onder Canadapopulier (*P. x canadensis*) is dus gemiddeld kalkrijker en basischer in vergelijking met de andere boomsoorten. Die bevindingen komen overeen met de resultaten van Dossche (1998), Sabau et al. (2010), Vancampenhout et al. (2010) en Royer-Tardif & Bradley (2011). Dat bevestigt het vermoeden dat populier bodemverzuring kan afremmen (Van Slycken et al., 2002; De Schrijver et al., 2010a).

Naast schelpfragmenten bevatte de baggerspecie uit de Schelde ook organisch materiaal. Doordat de grond van het Sint-Annabos daarmee is opgespoten, kunnen we aannemen dat de bodem homogeen was bij de aanplanting van het bos. Uit de resultaten zien we dat er bij de onderste en de totale bodemlaag een sterk significante aanduiding is dat het gehalte organisch materiaal in 1978 hoger was dan in 2015. We vermoeden dus dat bodemfauna en micro-organismen nog steeds bezig zijn met de afbraak van het organisch materiaal (De Schrijver et al., 2010a), afkomstig van de baggerspecie. Bovendien is er bij de gegevens van 2015 een negatieve correlatie aanwezig tussen pH- H_2O en gehalte organisch materiaal bij de middelste en onderste bodemlaag. We kunnen dat verklaren door de grotere bodembioologische activiteit die aanwezig is in basenrijke bodems (Hommel et al., 2001; Mekking, 2003; Den Ouden et al., 2010; De Schrijver et al., 2010b). De grote, diverse regenwormpopulatie die daarbij tot stand komt, breekt het organisch materiaal sneller af (De Schrijver et al., 2010b).

Het gehalte organisch materiaal vertoont in de bovenste bodemlaag geen significant verschil tussen 1978 en 2015. Waarschijnlijk compenseert de nieuwe aanmaak van humus via de verhoogde input van bosstrooisel op het bodemoppervlak, de afbraak van organisch materiaal in de bovenste bodemlaag. Bij de gegevens van 2015 is het gehalte in de bovenste bodemlaag dan ook significant hoger dan die van de middelste en onderste bodemlaag. Als we de bovenste bodemlaag bestuderen bij de drie groepen van strooiselkwaliteit, zien we dat er geen significant verschil is op gebied van gehalte organisch materiaal. Het gemiddelde onder Canadapopulier (*P. x canadensis*) is wel hoger dan onder de andere boomsoorten. Dat komt overeen met de resultaten van Buck & St. Clair (2012).

5.2 Onderbegroeiing volgens Ellenberg en NMS

Bij de hiërarchische clustering is er niet veel verschil tussen de groepen op te merken op gebied van hoofdboomsoort. Het enige duidelijke verschil is dat Beuk (*F. sylvatica*) duidelijk afgezonderd is in aparte groepen (groep 5 en 6). Bij de overige vier groepen is er één groep (groep 2) die alle proefvlakken met als hoofdboomsoort Corsicaanse den (*P. nigra*), Witte paardenkastanje (*Aesculus hippocastanum* L.) en Gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus* L.), bevat. Voor de rest verschillen die vier groepen niet zoveel van elkaar op gebied van strooiselkwaliteit en schaduwwerpend vermogen van de hoofdboomsoort. Als we de groepen uitzetten op de kaart, zien we geen duidelijke ruimtelijke trend. Er zijn vier plantensoorten waarvan de relatieve abundantie minder was dan 50% in elke groep, namelijk: Grote brandnetel (*Urtica dioica* L.), Hondsdraf (*Glechoma hederacea* L.), Kleefkruid (*Galium aparine* L.) en Ruw beemdgras (*Poa trivialis* L.). Die soorten liggen dicht bij het nulpunt van de ordinatieassen en ongeveer centraal tussen groep 1, 2 en 3. Het zijn dus soorten die meer algemeen voorkomen in het Sint-Annabos.

In de 2-dimensionale ordinatieruimte is as 1 negatief gecorreleerd met de Ellenbergindicator 'vocht'. De ordinatieruimte geeft weer dat het Sint-Annabos globaal gezien op een vochtige bodem staat, ondanks de zandgrond. Aangezien het bos vlak naast de Schelde ligt, is dat toch aannemelijk. De twee proefvlakken van groep 6 liggen bij de assen duidelijk langs de kant van de frisse bodem. Eén proefvlak heeft Beuk (*F. sylvatica*) als hoofdboomsoort. Het andere proefvlak is een populierproefvlak met als nevenboomsoorten: Corsicaanse den (*P. nigra*), Amerikaanse eik (*Quercus rubra* L.), Beuk (*F. sylvatica*) en Ruwe berk (*Betula pendula* Roth). We moeten daarbij rekening houden dat de populieren aan de rand van het proefvlak stonden en het 3 m x 3 m vlak in een andere hoek viel. Er was daarin zo goed als geen kruid- en struiklaag. Het is dus niet verwonderlijk dat het bij een beukenproefvlak hoort. De Ellenbergindicator voor vocht is inderdaad gemiddeld gezien lager bij de boomsoorten met trage strooiselafbraak dan bij de groep met snelle strooiselafbraak. De groep met 'Canadapopulier' heeft een significant vochtigere bodem dan de andere twee groepen. De multhumus die je namelijk onder bomen met een snelle strooiselafbraak vindt, hebben een kruimelige structuur dankzij de actieve regenwormactiviteit (Den Ouden et al., 2010). De gevormde, stabiele aggregaten hebben een beter vochthoudend vermogen (Overloop, 2014). Dat is vergelijkbaar met de resultaten van Vancampenhout et al. (2010).

Hoewel er geen correlatie is tussen 'vocht' en het gehalte organisch materiaal in de bovenste bodemlaag, zien we toch dat in beide gevallen de populierenproefvlakken een hogere waarde hebben dan de twee andere groepen volgens strooiselkwaliteit. Dat is logisch aangezien het organisch materiaal mee het waterhoudend vermogen van een bodem bepaalt (Kips & Van Droogenbroeck, 2014; Overloop, 2014). De resultaten zijn vergelijkbaar met die van Buck & St. Clair (2012). Ook de CaCO_3 -concentratie is gemiddeld het hoogst in de populierenproefvlakken. Dat bevestigt de conclusies van Wolf et al. (2006). Uit hun onderzoek bleek dat bekalking leidde tot een hogere indicatiewaarde voor vocht. Daaruit concludeerden zij dat een hoger gehalte aan CaCO_3 de droogtestress verminderd.

De lichtindicator geeft acht uitschieters weer. De twee uitschieters die boven het gemiddelde liggen zijn hebben als hoofdboomsoorten Ruwe berk (*B. pendula*) en Zomereik (*Q. robur*). Dat resultaat komt overeen met de indeling volgens Hermy & Vandekerckhove (2004), aangezien daarin allebei de boomsoorten een (zeer) gering schaduwwerpend vermogen hebben. De zes uitschieters die onder het gemiddelde liggen hebben als hoofdboomsoort Beuk (*F. sylvatica*), Gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus* L.), of Noorse esdoorn (*Acer platanoides* L.). Ook dat resultaat komt overeen met de indeling volgens Hermy & Vandekerckhove (2004), aangezien daarin de boomsoorten een (zeer) groot schaduwwerpend vermogen hebben.

Als we de lichtindicator bekijken voor de groepering volgens schaduwwerpend vermogen, is die significant hoger bij de groepen 'weinig schaduw' en 'Canadapopulier' in vergelijking met de groep 'veel schaduw'. Onze resultaten vertonen dus dezelfde indeling als die van Hermy & Vandekerckhove (2004). De overschermingsgraad is sterk gecorreleerd met de lichtindicator. Dat bewijst dat schaduwtolerante soorten voorkomen bij een grote bedekking door de boomlaag en vice versa. Tevens zijn er ook sterke correlaties tussen die twee variabelen en de variabelen: % kruid, totale bedekking door de kruid- en struiklaag, en aantal soorten in de kruid- en struiklaag. Ze geven allemaal weer dat de groep met 'veel schaduw' significant verschilt van die van 'Canadapopulier' en 'weinig schaduw'. De boomsoorten in het Sint-Annabos die matig tot zeer gering schaduw werpen hebben aldus een veel dichtere en meer diverse ondergroei dan de andere boomsoorten. Licht is dus in het Sint-Annabos een belangrijke limiterende factor voor de bosvegetatie (Hill, 1979; Roberts, 1991; Messier et al., 1998; Jennings et al., 1999; Liefers et al., 1999).

We mogen daarbij niet vergeten dat volgens Wolf et al. (2006) een hoger gehalte aan CaCO_3 (door bekalking) ervoor zorgt dat de hoogte van de kruidlaag en het gemiddeld aantal plantensoorten significant toenemen. In onze resultaten hebben de populierenproefvlakken de hoogste gemiddelde CaCO_3 -concentratie, gevolgd door de groep van 'snelle strooiselafbraak'. Die twee groepen zijn voor totale bedekking en aantal soorten in de kruid- en struiklaag significant hoger dan 'trage strooiselafbraak'. Dat beaamt wat Wolf et al. (2006) constateerden. Bovendien blijkt uit de resultaten van Hommel et al. (2002) dat onder bomen met rijk strooisel gemiddeld een hogere soortenrijkdom voorkomt dan onder bomen met arm strooisel. Onze resultaten bevestigen dat aangezien het aantal soorten maar ook de bedekking in de onderbegroeiing hoger is bij de groepen met een snelle strooiselafbraak dan die van de 'trage strooiselafbraak'. Voor de Ellenbergindicator licht zien we trouwens ook een significant hogere waarde bij 'Canadapopulier' en 'snelle strooiselafbraak' in vergelijking met 'trage strooiselafbraak'.

Kuhn et al. (2011) stelden eveneens vast dat de diversiteit in de onderbegroeiing negatief gecorreleerd is aan een toenemende boomlaagbedekking. In het Sint-Annabos zien we dat er in de kruid- en struiklaag gemiddeld zes verschillende soorten voorkomen onder boomsoorten met weinig schaduwwerpend vermogen en vijf onder Canadapopulieren (*P. x canadensis*). Er kwam gemiddeld slechts één soort voor onder de boomsoorten met een groot schaduwwerpend vermogen. Drie proefvlakken hadden minstens tien verschillende soorten in hun ondergroei. Die proefvlakken lagen enerzijds in een ongeveer 10 jaar oude (met inheemse soorten) aangeplante zone naast een woongebied (bestand 19), en anderzijds in een strook waar nooit aanplantingen zijn geweest en die dus spontaan tot stand is gekomen (bestand 14).

As 1 in de ordinatieruimte is negatief gecorreleerd met de Ellenbergindicator 'licht'. Het populierenproefvlak en het beukenproefvlakken (groep 5), die aan de 'drogere' kant van de as stonden bij de vochtindicator, staan nu ook aan de kant van de schaduwtolerante planten. Ook groep 2 staat aan de schaduwkant van de as. Aangezien alle hoofdboomsoorten met groot schaduwwerpend vermogen, buiten Beuk (*F. sylvatica*), bij in die groep zitten, is dat niet zo verwonderlijk. Wel opmerkelijk is dat gemiddeld gezien groep 2 de laagste overschermingsgraad en het grootste volume dood hout heeft van alle groepen. Twee zaken die eigenlijk aanleiding zouden kunnen geven tot een meer lichtminnende ondergroei. De populieren-, berken- en valse acaciaproefvlakken die ook in groep 2 zitten, kunnen voor die twee resultaten verantwoordelijk zijn.

Twee groepen liggen duidelijk aan de vochtige lichtkant van as 1, namelijk groep 3 en 4. Die groepen bevatten alleen hoofdboomsoorten die matig tot zeer gering schaduw werpen en een matig tot goede strooiselafbraak hebben. Bovendien zijn dat de groepen die de meeste kruid- en struiksoorten hebben op basis van de relatieve abundantie van de soorten. Die twee groepen bevatten dus ook alle proefvlakken van de bestanden die de grootste diversiteit in de kruid- en struiklaag hebben (bestand 14 en 19). We kunnen onze resultaten vergelijken met die van Messier et al. (1998), Lieffers et al. (1999) en Kuhn et al. (2011). Zij ondervonden ook dat een hoge lichttransmissie voor de ontwikkeling van dichte, grote en diverse onderbegroeiing kan zorgen. Bovendien kan verdroging leiden tot een vermindering van het aantal plantensoorten (Huybrechts & De Blust, 1996). Dat zien we ook terugkomen in onze resultaten.

Volgens Cole & Rapp (1981) hebben loofbomen in het algemeen een hogere stikstofbehoefte dan naaldbomen. Vancampenhout et al. (2010), Sabau et al. (2010) en Buck & St. Clair (2012) vonden een hoger stikstofgehalte terug in de bodem onder populier dan onder coniferen of beuken. Ook in onze resultaten zien we dat de vegetatie in de populierenproefvlakken wijst op een gemiddeld hoger stikstofgehalte in vergelijking met de andere hoofdboomsoorten. Bovendien stelde Wolf et al. (2006) vast

dat bekalking tot een hogere indicatiewaarde voor stikstof leidde. Zij besloten uit die resultaten dat een hoger CaCO_3 -gehalte leidt tot een grotere stikstofbeschikbaarheid.

Langs de andere kant wijzen onderzoeken, zoals die van De Schrijver et al. (2000; 2010b) en van Rothe (2005), aan dat coniferen een hogere stikstofinput hebben dan loofbomen. Volgens hen kwam dat door de grotere capaciteit van een naaldhoutbos om stikstof uit de atmosfeer te onderscheppen in vergelijking met een loofhoutbos. Bovendien behoudt naaldhout zijn bladoppervlak gedurende het hele jaar. In het Sint-Annabos is de overschermingsgraad negatief gecorreleerd aan de stikstofindicator. Onder een dichte boomlaag komen dus vooral planten voor die een stikstofarme omgeving verkiezen.

5.3 Vegetatietype van het Sint-Annabos

De vegetatie in het Sint-Annabos heeft gemiddeld gezien een Ellenberg-indicatorwaarde van 6 voor alle Ellenbergindicatoren. Er komen dus vooral half schaduwplanten tot lichtverdragende planten voor. Hun bodem is bij voorkeur: fris tot vochtig, (matig) stikstofrijk en matig zuur tot zwak basisch. Ook als we alleen de populierenproefvlakken bekijken, blijven die Ellenbergwaarden behouden. Wanneer we alle populierenproefvlakken samennemen, zien we dat gemiddeld gezien Hondsdraf (*G. hederacea*) de grootste bedekking heeft in de kruidlaag, gevolgd door Grote brandnetel (*U. dioica*). Dat komt overeen met de bevindingen van Hermy (1985). Drienerfmuur (*Moehringia trinervia* (L.) Clairv.), Braam spp (*Rubus* spp.) en Dauwbraam (*Rubus caesius* L.) bedekken de kruidlaag in mindere mate, maar zijn ook duidelijk aanwezig. In de struiklaag heeft Gewone vlier (*Sambucus nigra* L.) de grootste gemiddelde bedekkingsgraad.

Aan de hand van de resultaten kunnen we concluderen dat, volgens de indeling van Verstraeten et al. (2004), het Sint-Annabos bij het soortenarm brandneteltype hoort. De populierenbossen van die groep zouden duidelijk soortenarmer zijn dan die in de andere types. Er komen voornamelijk ruigtesoorten voor. Volgens Verstraeten et al. (2004) zijn de differentiërende soorten: Drienerfmuur (*M. trinervia*), Brede wespenorchis (*Epipactis helleborine* (L.) Crantz) en Grote brandnetel (*U. dioica*). Ook Hondsdraf (*G. hederacea*) en Kleefkruid (*G. aparine*) hebben er een relatief grote bedekkingsgraad. Gewone vlier (*S. nigra*) domineert de struiklaag. Op gebied van kruid- en struikvegetatie komt het type dus al zeker overeen met het Sint-Annabos. Volgens Van Boghout (1978) waren Brede wespenorchis (*E. helleborine*), Grote brandnetel (*U. dioica*) en Gewone vlier (*S. nigra*) in 1978 ook al opvallend aanwezig in het bos.

De andere kenmerken die Verstraeten et al. (2004) beschrijven, doen eveneens vermoeden dat het Sint-Annabos een soortenarm brandneteltype is. Zo komen in het type bijna uitsluitend jonge bossen voor waarvan een groot deel een bodem van antropogene oorsprong (opgespoten terrein) heeft. De bossen hebben een meerlagige structuur en zijn vaak sterk geïsoleerd, wat mede de lage soortenrijkdom verklaard. Verstraeten et al. (2004) waren bovendien verrast door de grote bedekking van liggend dood hout in die bossen. Zij vermoeden dat vooral toevalsfactoren daarbij de oorzaak zijn, zoals sterfte door roest. Het Sint-Annabos heeft een gemiddeld volume liggend dood hout van 8,5 m³/ha en een gemiddeld volume staand dood hout van 1 m³/ha. Volgens de bosinventarisatie (uitgevoerd door Agentschap voor natuur en bos) herbergen Vlaamse bossen iets meer dan 13 m³/ha (Vandekerckhove et al., 2011).

Als we naar de andere vegetatietypes van populierenbossen, volgens Verstraeten et al. (2004), kijken, is het mogelijk dat het Sint-Annabos naar een braam-brandneteltype aan het evolueren is. De differentiërende soorten voor dat type, die ook in het Sint-Annabos voorkomen, zijn: Gewone braam (*Rubus fruticosus* L.), Wijfjesvaren (*Athyrium filix-femina* (L.) Roth.), Drienerfmuur (*M. trinervia*), Wolfspoot (*Lycopus europaeus* L.),

Hop (*Humulus lupulus* L.), Koninginnekruid (*Eupatorium cannabinum* L.) en Gewone brunel (*Prunella vulgaris* L.). Soorten die in de struiklaag voorkomen van zowel het type als het Sint-Annabos zijn: Boswilg (*Salix caprea* L.), Zwarte els (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.), Zomereik (*Q. robur*), Ruwe berk (*B. pendula*), Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina* Ehrh.), Gewone vlier (*S. nigra*), Hazelaar (*Corylus avellana* L.) en Es (*F. excelsior*). In het braam-brandneteltype verliest Grote brandnetel (*U. dioica*) zijn dominantie en komt braam gedeeltelijk in zijn plaats. Daarvan zijn ook tekenen in het Sint-Annabos terug te vinden. In het noordelijke deel van het bos komt braam maar zeer gering voor in de kruidlaag en heeft Grote brandnetel (*U. dioica*) een duidelijke dominantie. In het zuidelijke deel daarentegen is de bedekking door Grote brandnetel (*U. dioica*) veel lager terwijl braam een aanzienlijke bedekking heeft. Van Boghout (1978) stelde nochtans vast dat braam zeldzaam voorkwam in het bos.

De evolutie naar braam-brandneteltype is dus vergelijkbaar met de conclusies van Lust et al. (2001) en De Keersmaecker et al. (2015). Zij benadrukken het belang van de bosleeftijd voor de soortenrijkdom. Hoe ouder een bos, hoe meer bosplanten erin kunnen voorkomen aangezien soorten meer tijd hebben gekregen om het bos te koloniseren (Verstraeten et al., 2004). Uit het onderzoek van Peterken & Game (1984) bleek dat jonge bossen die een fysisch contact hadden met een oud bos een significant hogere soortenrijkdom hadden dan geïsoleerde jonge bossen. Ze waren wel nog altijd significant armer dan de oude bossen. Bovendien kunnen sommige soorten snel een bos koloniseren (zoals Grote brandnetel (*U. dioica*), Gewone braam (*R. fruticosus*) en Drienerfmuur (*M. trinervia*)) terwijl andere bossoorten er eeuwen over kunnen doen. Traag koloniserende soorten worden oude bossoorten genoemd aangezien hun aanwezigheid een lange doorlopende historie van de habitatplek suggereert. Zij kunnen dus een indicatie geven voor de aanwezigheid van meer originele bosomstandigheden (Whitney & Foster, 1988).

Peterken & Game (1984) en Hermy et al. (1999) verklaren het fenomeen dat oude bossoorten slechts sommige jonge bossen kunnen koloniseren aan de hand van drie factoren. Allereerst kan zaadproductie en -verspreiding falen. Ten tweede kan vroeger landgebruik de bodem van de jonge bossen ongeschikt hebben gemaakt. Ten slotte kunnen beide factoren werken in combinatie met concurrerende uitsluiting. In het Sint-Annabos is het vooral de geïsoleerde ligging van het bos die de kolonisatie door oude bossoorten bemoeilijkt. Hermy et al. (1999) beschouwen oude bossoorten als belangrijke indicatoren voor biodiversiteit in bossen door hun lage kolonisatievaardigheden en duidelijk ecologische profiel (schaduw tolerant, vermijden van droge en natte standplaatsen, op bodems met neutrale pH en een gemiddeld stikstofbeschikbaarheid ...). Oude bossoorten zijn belangrijk op gebied van natuurconservatie omdat veel oude bossoorten de conservatiecriteria van kwaliteit (boskwaliteit) en kwantiteit (diversiteit) combineren (Honnay et al., 1999).

Honnay et al. (1999) concluderen dat zelfs kleine bosfragmenten een belangrijke rol kunnen spelen in het behoud van de diversiteit van plantensoorten. Tenminste als er een hoge habitatkwaliteit is en er een gepast beheer is. Volgens Van Slycken et al. (2002) en Verstraeten et al. (2004) is een gepast beheer in een populierenbos de onderetage in stand houden. Een voldoende dichte onderetage kan de ontwikkeling van ruigtekruiden zoals Grote brandnetel (*U. dioica*) en Braam (*Rubus* spp.), onderdrukken. De hogere schaduwgraad en de verminderde concurrentie van ruigtekruiden hebben daarbij een positief effect op de ontwikkeling van de bosvegetatie. Ook Peterken & Game (1984) zeggen dat floristische rijkdom een groter kans heeft om te blijven voortbestaan bij een actief beheer dan bij geen interventie. De instandhouding van diverse habitatten in een bos hebben namelijk een positieve invloed op het aantal soorten die er voorkomen.

Ten slotte bekeken Verstraeten et al. (2004) ook de potentieel natuurlijke vegetatie van de vegetatietypes bij populieren. Voor het soortenarm brandneteltype is de

potentieel natuurlijke vegetatie een elzen-essenbos (ook elzen-vogelkersbos genoemd); een eikenbos, eiken-beukenbos of rijk eiken-beukenbos; en een typisch eiken-beukenbos. De potentieel natuurlijke vegetatie bij het braam-brandneteltype is een elzenbroekbos, een elzen-vogelkersbos, een typisch eiken-beukenbos en een arm eiken-beukenbos en eikenbos. Als we kijken naar de struiklaag die in het Sint-Annabos voorkomt, vermoeden we dat het bos kan evolueren naar een elzen-essenbos. Bovendien zien we dat de initieel aangeplante uitheemse boomsoorten plaats beginnen maken voor inheemse boomsoorten. Volgens Durwael et al. (2000) kan in een elzen-essenbos een vegetatie voorkomen met heel wat oude bossoorten waaronder: Bosanemoon (*Anemone nemorosa* L.), Slanke sleutelbloem (*Primula elatior* (L.) Hill), Muskuskruid (*Adoxa moschatellina* L.), Boszegge (*Carex sylvatica* Huds.), Gele dovenetel (*Lamium galeobdolon* L.), Donkersporig bosviooltje (*Viola reichenbachiana* Boreau), Groot heksenkruid (*Circaea lutetiana* L.) ... Zoals we reeds besproken hebben, is het probleem daarbij dat die soorten moeilijk kunnen migreren naar het geïsoleerde Sint-Annabos. De kunstmatige introductie van die oude bosplanten valt daarom te overwegen.

6 BESLUIT

Het Sint-Annabos is een jong en geïsoleerd bos dat van onschatbare waarde is voor zijn omgeving. Bovendien heeft het een goede bodemkwaliteit die nog voor geruime tijd tegen verzuring bestand zal zijn. Op 37 jaar tijd is de CaCO_3 -concentratie namelijk niet significant afgenomen. Het hoge kalkgehalte zorgt tevens voor een actief en divers bodemleven. Dat houdt mee het mull humustype in stand. Ook zorgt het voor de afbraak van organisch materiaal in de onderste bodemlaag. De nieuwe aanmaak van humus via de verhoogde input van bosstrooisel compenseert die afbraak echter in de bovenste bodemlaag, waardoor er geen verschil is met het gehalte in 1978.

Het strooisel van de Canadapopulieren (*Populus x canadensis* Moench) kan eveneens de bodemverzuring afremmen door zijn snelle strooiselafbraak en stimulerende werking op de circulatie van basische kationen. De bodem onder Canadapopulier (*P. x canadensis*) is dan ook minder zuur en heeft een hogere CaCO_3 -concentratie dan onder de andere boomsoorten in het Sint-Annabos.

De lichttransmissie door de boomlaag bepaalt sterk de kruid- en struiklaag in het Sint-Annabos. Onder boomsoorten die weinig schaduw werpen (waarvan Canadapopulier (*P. x canadensis*) deel uitmaakt) is de ondergroei dichter en meer divers dan onder de boomsoorten die veel schaduw werpen. Bovendien vertonen boomsoorten met een snelle strooiselafbraak (waarvan Canadapopulier deel uitmaakt) een hogere CaCO_3 -concentratie in de bodem. Dat zorgt ook voor een dichte en diverse ondergroei. De belangrijkste soorten die in het bos voorkomen in de kruidlaag zijn: Hondsdraf (*Glechoma hederacea* L.) en Grote brandnetel (*Urtica dioica* L.). In de struiklaag is Gewone vlier (*Sambucus nigra* L.) de belangrijkste soort.

We besluiten dat het Sint-Annabos een soortenarm bos van het brandneteltype is. Er is echter evolutie mogelijk. We zien namelijk een lichte ontwikkeling naar het braam-brandneteltype, dat veel soortenrijker is. Ook de verdere evolutie naar een elzen-essenbos is mogelijk. De grootste factor die meespeelt in de kwaliteit van het bos is de bosleeftijd. Om het Sint-Annabos toch sneller te laten evolueren naar een divers, structuurrijk en waardevol bos, is de belangrijkste beheersmaatregel de instandhouding van de onderetage. Doordat er minder licht invalt op de bodem zullen lichtminnende ruigtekruiden plaatsmaken voor bosplanten. De afwezigheid van bossoorten in de wijde omgeving bemoeilijken dat proces echter. Een introductie van een aantal inheemse bossoorten van kruid- en struiklaag valt daarom te overwegen.

LITERATUURLIJST

- Afdeling bos, natuur en landschap. (2015). *Bestandsbeschrijving*. Leuven: KU Leuven.
- Agentschap voor natuur en bos. (s.a.). *Sint-Annabos* (kaart aan de ingang van het Sint-Annabos). Antwerpen: Beheersmaatschappij Antwerpen mobiel.
- Asshoff, R., Scheu, S., Eisenhauer, N. (2010). Different earthworm ecological groups interactively impact seedling establishment. *European journal of soil biology*, 46 (5), 330-334.
- Barbier, S., Gosselin, F. & Balandier, P. (2008). Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved – A critical review for temperate and boreal forests. *Forest ecology and management*, 254 (1), 1-15.
- Beheermaatschappij Antwerpen mobiel. (2015). *De Oosterweelverbinding*. Antwerpen: Vlaamse overheid. Gevonden op het internet op 9 december 2015: <https://www.oosterweelverbinding.be/>
- Bolan, N.S., Hedley, M.J. & White, R.E. (1991). Processes of soil acidification during nitrogen cycling with emphasis on legume based pastures. *Plant and soil*, 134 (1), 53-63.
- Bond beter leefmilieu. (2011). *Meerwaarde Sint-Annabos geschat op 42 miljoen euro per jaar*. Brussel: Bond beter leefmilieu. Gevonden op het internet op 9/04/2016: <http://www.bondbeterleefmilieu.be/page.php/15/show/710>
- Boothroyd-Roberts, K., Gagnon, D. & Truax, B. (2013). Can hybrid poplar plantations accelerate the restoration of forest understory on abandoned fields. *Forest ecology and management*, 287, 77-89.
- Bouché, M.B. (1997). Stratégies lombriciennes. In: Eisenhauer, N., Marhan, S., Scheu, S. (2008). Assessment of anecic behavior in selected earthworm species: Effects on wheat seed burial, seedling establishment, wheat growth and litter incorporation. *Applied soil ecology*, 38 (1), 79-82.
- Buck, J.R. & St. Clair, S.B. (2012). Aspen increase soil moisture, nutrients, organic matter and respiration in Rocky Mountain Forest communities. *PloS one*, 7 (12), 1-6.
- Buurtmonitor. (2015). *Stad Antwerpen in cijfers*. Antwerpen: Stad Antwerpen. Gevonden op het internet op 9/04/2016. <https://stadincijfers.antwerpen.be/>
- Cole, D.W. & Rapp, M. (1981). Elemental cycling in forest ecosystems. In: Reichle, D.E. (Ed.). *Dynamic properties of forest ecosystems* (p. 341-408). Cambridge: Cambridge university press.
- DeByle, N.V. & Winokur, R.P. (1985). Introduction. In: N.V. Debyle en R.P. Winokur (Eds.). *Aspen: Ecology and management in the Western United States* (p. 1). Fort Collins (Colorado): U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.
- De Keersmaecker, L., Martens, L., Verheyen, K., Hermy, M., De Schrijver, A. & Lust, N. (2004). Impact of soil fertility and insolation on diversity of herbaceous woodland species colonizing afforestations in Muizen forest (Belgium). *Forest ecology and management*, 188 (1), 291-304.

De Keersmaecker, L., Thomaes, A. & Vandekerckhove, K. (2015). Populieren: geschikte pioniers voor de ontwikkeling van bijkomend boshabitat. *Bosgazet*, 35, 8-9.

De Schrijver, A., Janssens, I., Staelens, J. & Wuyts, K. (2010a). Koolstof- en nutriëntenkringlopen. In: Den Ouden, J., Muys, B., Mohren, F. & Verheyen, K. (Eds.). *Bosecologie en bosbeheer* (p. 167-175). Leuven: Acco.

De Schrijver, A., Van Hoydonck, G., Nachtergale, L., De Keersmaecker, L., Mussche, S. & Lust, N. (2000). Comparison of nitrate leaching under silver birch (*Betula pendula*) and Corsican pine (*Pinus nigra ssp. laricio*) in Flanders (Belgium). *Water, air and soil pollution*, 122 (1), 77-91.

De Schrijver, A., Wuyts, K., Van Nevel, L. & Mohren, F. (2010b). Nutriëntenbeheer. In: Den Ouden, J., Muys, B., Mohren, F. & Verheyen, K. (Eds.). *Bosecologie en bosbeheer* (p. 403-415). Leuven: Acco.

Den Ouden, J., Mohren, F., De Waal, R. & De Schrijver, A. (2010). Groeiplaats en bodem. In: Den Ouden, J., Muys, B., Mohren, F. & Verheyen, K. (Eds.). *Bosecologie en bosbeheer* (p. 133-150). Leuven: Acco.

De Somviele, B. (2016). *Bosbarometer 2015*. Gontrode: BOS+.

Dickmann, D.I. (2001). An overview of the genus *Populus*. In: D.I. Dickmann, J.G. Isebrands, J.E. Eckenwalder & J. Richardson (Eds.). *Poplar culture in North America* (p. 1-41). Ottawa (Canada): NRC Research press.

Dossche, T. (1998). Ecologische effecten van bladstrooisel van loofboomsoorten op de ontwikkeling van recent beboste landbouwgronden (Mortagnebos-Zwevegem). In: Verstraeten, A., De Keersmaecker, L., Vandekerckhove, K., De Bruyn, L., Smets, K. & Willems, L. (2003). *Evaluatie van beheersmaatregelen om de ecologische waarde van populieraanplantingen te optimaliseren*. Geraardsbergen: Instituut voor bosbouw en wildbeheer.

Dufrêne, M. & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs*, 67 (3), 345-366.

Durwael, L., Roelandt, B., De Keersmaecker, L. & Lust, N. (2000). Beschrijving van natuurtypen in Vlaanderen: bossen. In: Verstraeten, A., De Bruyn, L., De Keersmaecker, L., Vandekerckhove, K., Smets, K., D'Havé, H., Lust, N., De Schrijver, A. & Willems, L. (2004). *Evaluatie van beheersmaatregelen om de ecologische waarde van populierbossen te optimaliseren*. Geraardsbergen: Instituut voor bosbouw en wildbeheer.

Eisenhauer, N., Schuy, M., Butenschoen, O., Scheu, S. (2009). Direct and indirect effects of endogenic earthworms on plant seeds. *Pedobiologia*, 52 (3), 151-162.

Eisenhauer, N., Partsch, S., Parkinson, D., Scheu, S. (2007). Invasion of a deciduous forest by earthworms: changes in soil chemistry, microflora, microarthropods and Vegetation. *Soil biology & biochemistry*, 39 (5), 1099-1110.

Ellenberg, H. & Leuschner, C. (2010). Zeigerwerte der Pflanzen Mitteleuropas. In: Ellenberg, H. & Leuschner, C. (Eds.). *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: 6 Auflage*. Stuttgart: UTB GmbH.

Faber, J.H. & Van Der Hout, A. (2009). *Introductie van regenwormen ter verbetering van de bodemkwaliteit*. Wageningen: Alterra.

Fons, J., Klinka, K. & Kabzems, R.D. (1998). Humus forms of trembling aspen ecosystems in northeastern British Columbia. *Forest ecology and management*, 105 (1), 241-250.

ForestryNepal. (2014). *Sunto clinometer*. Gevonden op het internet op 29/02/2016: <http://www.forestrynepal.org/notes/mensuration/tree/height/instruments/sunto-clinometer>

Geopunt. (2016). *Antwerpen, België, 51°14'00.39"N, 4°22'39,56"O, schaal 1:22663*. Gevonden op het internet op 1/03/2016: <http://www.geopunt.be/>

Google earth. (2013a). *Antwerpen, België, 51°12'47,52"N, 4°24'59,60"O, ooghoogte 9,69 km*. Europa technologies.

Google earth. (2013b). *Antwerpen, België, 51°14'00,39"N, 4°22'39,56"O, ooghoogte 4,66 km*. Europa technologies.

Grietens, E. (2010). *Maatschappelijke waarde Sint-Annabos geschat op 166,8 miljoen euro*. Brussel: Bond beter leefmilieu. Gevonden op het internet op 9/04/2016: <http://www.bondbeterleefmilieu.be/page.php/30/533/12621>

Gybels, R., Viaene, J., Vandervelden, J., Reubens, B. & Vandecasteele, B. (2013). *Eindrapport: Biomassa als bodemverbeteraar: Onderzoek naar de toepassing van beheerresten als bodemverbeteraar*. Brussel: Inverde en Agentschap voor natuur en bos.

Hendriks, J.L.J. (1977). Vegetatiekundige typering van loofbossen op voedselrijke en vaak door menselijke ingrepen beïnvloedde gronden. In: Verstraeten, A., De Keersmaecker, L. & Vandekerckhove, K. (2003). Populieren, brandnetels en natuurbehoud: Omstreden positie van cultuurpopulieren onder de loep. *Natuur.Focus*, 2 (1), 37-41.

Hermý, M. (1985). Ecologie en fytosociologie van oude en jonge bossen in Binnen-Vlaanderen. In: Verstraeten, A., De Bruyn, L., De Keersmaecker, L., Vanderkerckhove, K., Smets, K., D'Havé, H., Lust, N., De Schrijver, A. & Willems, L. (2004). *Evaluatie van beheermaatregelen om de ecologische waarde van populierbossen te optimaliseren*. Geraardsbergen: Instituut voor bosbouw en wildbeheer.

Hermý, M., Honnay, O., Firbank, L., Grashof-Bokdam, C. & Lawesson, J.E. (1999). An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biological conservation*, 91 (1), 9-22.

Hermý, M. & Vandekerckhove, K. (2004). Bosgebieden. In: Hermý, M., De Blust, G. & Sloodmaekers, M. (Eds.). *Natuurbeheer* (p. 307-357). Leuven: Davidsfonds.

Hicks, D.J. & Taylor, M.S. (2015). Effects of *Aesculus glabra* canopy on understory community structure and environment in a temperate deciduous forest. *Castanea*, 80 (1), 8-19.

Hill, M.O. (1979). The development of a flora in even-aged plantations. In: Ford, E.D., Malcolm, D.C. & Atterson, J. (Eds.). *The Ecology of Even-aged Forest Plantations* (p. 175-192). Cambridge: Institute of terrestrial ecology.

Hill, M.O., Mountford, J.O., Roy, D.B. & Bunce, R.G.H. (1999). *Ellenberg's indicator values for British plants: ECOFACT volume 2 technical annex*. Huntingdon: Institute of terrestrial ecology.

- Hommel, P.W.F.M., Spek, T. & De Waal, R.W. (2002). *Boomsoort, strooiselkwaliteit en ondergroei in loofbossen op verzuringsgevoelige bodem: Een verkennend literatuur- en veldonderzoek*. Wageningen: Alterra, Research instituut voor de groene ruimte.
- Hommel, P.W.F.M., Spek, T., De Waal, R.W., De Hullu, P.C. & Den Ouden, J. (2001). Alternatieve boomsoortkeuze verhoogt ecologische en recreatieve waarde van bossen op verzuringsgevoelige gronden: Terug naar het lindenwoud. *Nederlands bosbouw tijdschrift*, 73 (6), 12-23.
- Honnay, O., Hermy, M. & Coppin, P. (1999). Effects of area, age and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness, and implications for conservation and reforestation. *Biological conservation*, 87 (1), 73-84.
- Huybrechts, W. & De Blust, G. (1996). *Mira-2: Verdroging*. Brussel: Instituut voor natuurbehoud.
- Inverde. (2011). *Aanvullingen bij boscologie*. Gevonden op 7 december 2015 op het internet: <http://www.inverde.be/supportpage/377>
- Jassal, F.S., Black, T.A., Novak, M.D., Gaumont-Guay, D. & Nesic, Z. (2008). Effect of soil water stress on soil respiration and its temperature sensitivity in an 18-year-old temperate Douglas-fir stand. *Global change biology*, 14 (6), 1-14.
- Jennings, S.B., Brown, N.D. & Sheil, D. (1999). Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry* 72 (1), 59-73.
- Kips, L. & Van Droogenbroeck, B. (2014). *Valorisatie van groente- en fruitstromen: opportuniteiten en knelpunten*. Merelbeke: Instituut voor landbouw- en visserijonderzoek.
- KMI. (2016). *Klimaat*. Ukkel: Koninklijk meteorologisch instituut van België. Gevonden op het internet op 1/03/2016: <http://www.meteo.be/meteo/view/nl/16788784-Klimaatatlas.html>
- Krapfenbauer, A. & Gasch, J. (1989). Der Waldbodenhumus als Zustandsweiser. In: Den Ouden, J., Muys, B., Mohren, F. & Verheyen, K. (Eds.). *Boscologie en bosbeheer* (p. 173). Leuven: Acco.
- Kuhn, T.J., Safford, H.D., Jones, B.E. & Tate, K.W. (2011). Aspen (*Populus tremuloides*) stands and their contribution to plant diversity in a semiarid coniferous landscape. *Plant ecology*, 212 (9), 1451-1463.
- Kuyper, T., Berg, M. & Muys, B. (2010). Voedselweb. In: Den Ouden, J., Muys, B., Mohren, F. & Verheyen, K. (Eds.). *Boscologie en bosbeheer* (p. 177-185). Leuven: Acco.
- Légaré, S., Bergeron, Y., Leduc A. & Paré, D. (2001). Comparison of the understory vegetation in boreal forest types of southwest Quebec. *Canadian journal of botany*, 79 (9), 1019-1027.
- Lieffers, V.J., Messier, C., Stadt, K.J., Gendron F. & Comeau, P.G. (1999). Predicting and managing light in the understory of boreal forests. *Canadian journal of forest research*, 29 (6), 796-811.

- Londo, G. (1975). De decimale schaal voor vegetatiekundige opnamen van permanente kwadraten. *Gorteria: tijdschrift voor de floristiek, de plantenecologie en het vegetatie-onderzoek van Nederland*, 7 (7), 101-106.
- Lükewille, A., Bredemeier, M. & Ulrich, B. (1993). Input-output relations of major ions in European forest ecosystems. *Agriculture, ecosystems and environment*, 47 (2), 175-184.
- Lust, N., Kongs, T., Nachtergale, L. & De Keersmaeker, L. (2001). Spontaneous ingrowth of tree species in poplar plantations in Flanders. *Annals of forest science*, 58 (8), 861-868.
- McCune, B. & Grace, J.B. (2002a). Chapter 9: Data transformations. In McCune, B. & Grace, J.B. & Urban, D.L. (Eds.). *Analysis of ecological communities* (p. 67-79). Oregon: Mjmm Software Design.
- McCune, B. & Grace, J.B. (2002b). Chapter 11: Hierarchical clustering. In McCune, B. & Grace, J.B. & Urban, D.L. (Eds.). *Analysis of ecological communities* (p. 86-96). Oregon: Mjmm Software Design.
- McCune, B. & Grace, J.B. (2002c). Chapter 16: Nonmetric multidimensional scaling. In McCune, B. & Grace, J.B. & Urban, D.L. (Eds.). *Analysis of ecological communities* (p. 125-142). Oregon: Mjmm Software Design.
- Meiresonne, L. & Van Slycken, J. (1996). *Revised yield tables of 'Beaupre' and 'Ghoy'*. Geraardsbergen: Instituut voor bosbouw en wildbeheer.
- Meiwes, K.J., Khanna, P.K. & Ulrich, B. (1986). Parameters for describing soil acidification and their relevance to the stability of forest ecosystems. *Forest ecology and management*, 15 (3), 161-179.
- Mekkink, P. (2003). *De bodemgesteldheid van bosreservaten in Nederland: deel 8, bosreservaat Liefstinghsbroek*. Wageningen: Alterra, Research instituut voor de groene ruimte.
- Messier, C., Parent, S. & Bergeron, Y. (1998). Effects of overstory and understory vegetation on the understory light environment in mixed boreal forests. *Journal of vegetation science*, 9 (4), 511-520.
- Monastersky, R. (2015). Anthropocene: The human age. *Nature*, 519 (7542), 144-147.
- Muys, B. (1991). Strooisel en humus: onbekend is onbemind. In: Hommel, P.W.F.M., Spek, T. & De Waal, R.W. (2002). *Boomsoort, strooiselkwaliteit en ondergroei in loofbossen op verzuringsgevoelige bodem: Een verkennend literatuur- en veldonderzoek*. Wageningen: Alterra, Research instituut voor de groene ruimte.
- Muys, B. (1993). *Synecologische evaluatie van regenwormactiviteit en strooiselafbraak in bossen van het Vlaamse Gewest als bijdrage tot een duurzaam bosbeheer*. Onuitgegeven masterthesis, Katholieke universiteit Leuven.
- Muys, B. & Granval, P. (1997). Earthworms as bio-indicators of forest site quality. *Soil biology and biochemistry*, 29 (3), 323-328.
- Muys, B. & Lust, N. (1992). Inventory of the earthworm communities and the state of litter decomposition in the forests of Flanders, Belgium and its implications for forest management. *Soil biology and biochemistry*, 24 (12), 1677-168.

NatuurpuntWAL. (2016). *Natuurgebied Sint-Annabos*. Gevonden op het internet op 1/03/2016: <http://www.natuurpuntwal.be/index.php?page=sint-annabos>

IPCC. (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report*. Genève (Zwitserland): IPCC.

Overloop, S. (2014). *Milieurapport Vlaanderen (MIRA): Themabeschrijving bodemkwaliteit*. Aalst: Vlaamse milieumaatschappij.

Peterken, G.F. & Game, M. (1984). Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of Central Lincolnshire. *Journal of ecology*, 72 (1), 155-182.

Pigott, C.D. & Taylor, K. (1964). The distribution of some woodland herbs in relation to the supply of nitrogen and phosphorus in the soil. *Journal of animal ecology*, 33, 175-185.

Qian, H., Klinka, K., Økland, R.H., Krestov, P. & Kayahara, G.J. (2003). Understorey vegetation in boreal *Picea mariana* and *Populus tremuloides* in British Columbia. *Journal of vegetation science*, 14 (2), 173-184.

Sabau, J., Schmidt, M.G. & Krzic, M. (2010). The impact of black cottonwood on soil fertility in coastal western hemlock forest. *Forest ecology and management*, 260 (8), 1350-1358.

Rees, R., Robinson, B.H., Evangelou, M.W.H., Lehmann, E. & Schulin, R. (2012). Response of *Populus tremula* to heterogeneous B distributions in soil. *Plant soil*, 358 (1), 403-415.

Rees, R., Robinson, B.H., Menon, M., Lehmann, E., Günthardt-Goerg, M.S. & Schulin, R. (2011). Boron accumulation and toxicity in hybrid poplar (*Poplar nigra* x *euramericana*). *Environmental science & technology*, 45 (24), 10538-10543.

Reich, P.B., Oleksyn, J., Modrzynski, J., Mrozinski, P., Hobbie, S.E., Eissenstat, D.M., Chorover, J., Chadwick, O.A., Hale, C.A. & Tjoelker, M.G. (2005). Linking litter calcium, earthworms and soil properties: a common garden test with 14 tree species. *Ecology letters*, 8 (8), 811-818.

Roberts, M.R. (1991). Stand development and overstory-understory interactions in an aspen-northern hardwoods stand. *Forest ecology and management*, 54 (1), 157-174.

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., De Wit, C.A., Hughes, T., Van Der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P. & Foley, J.A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, 461 (7263), 472-475.

Rothe, A. (2005). Tree species management and nitrate contamination of groundwater: a Central Europe perspective. In: Binkley, D. & Menyallo, O. (Eds.). *Tree species effects on soils: implications for global change* (p. 71-83). Dordrecht: Springer.

Royer-Tardif, S. & Bradley, R.L. (2011). Forest floor properties across sharp compositional boundaries separating trembling aspen and jack pine stands in the southern boreal forest. *Plant and soil*, 345 (1), 353-364.

- Simonson, J., Posner, J., Rosemeyer, M., Baldock, J. (2010). Endogeic and anecic earthworm abundance in six Midwestern cropping systems. *Applied soil Ecology*, 44 (2), 147-155.
- Stump, L.M. & Binkley, D. (1993). Relationships between litter quality and nitrogen availability in Rocky Mountain forests. In: Buck, J.R. & St. Clair, S.B. (2012). Aspen increase soil moisture, nutrients, organic matter and respiration in Rocky Mountain Forest communities. *PloS one*, 7 (12), 1-6.
- Thomaes, A. (2001). Verspreiding van oud-bosplanten in jonge bossen: invloed van bodem en competitie. In: Verstraeten, A., De Bruyn, L., De Keersmaecker, L., Vandekerckhove, K., Smets, K., D'Havé, H., Lust, N., De Schrijver, A. & Willems, L. (2004). *Evaluatie van beheermaatregelen om de ecologische waarde van populierbossen te optimaliseren*. Geraardsbergen: Instituut voor bosbouw en wildbeheer.
- Thomaes, A., De Keersmaecker, L., Van Calster, H., De Schrijver, A., Vandekerckhove, K., Verstraeten, G. & Verheyen, K. (2012). Diverging effects of two contrasting tree species on soil and herb layer development in a chronosequence of post-agricultural forest. *Forest ecology and management*, 278, 90-100.
- Ulrich, B. (1983). Soil acidity and its relations to acid deposition. In: Ulrich, B. & Pankrath, J. (Eds.). *Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems* (, p. 127-146). Dordrecht: D. Reidel publishing company.
- Van Boghout, E. (1978). *Het St. Annabos (Antwerpen-Linkeroever): Diagnose, situering en omvorming*. Onuitgegeven masterthesis, Rijksuniversiteit Gent, Faculteit van de landbouwwetenschappen.
- Vancampenhout, K., De Vos, B., Wouters, K., Van Calster, H., Swennen, R., Buurman, P. & Deckers, J. (2010). Determinants of soil organic matter chemistry in maritime temperate forest ecosystems. *Soil biology & biochemistry*, 42 (2), 220-233.
- Vancreaynest, L. & Staelens, J. (2013). *Milieurapport Vlaanderen (MIRA): Themabeschrijving verzuring*. Aalst: Vlaamse milieumaatschappij.
- Vandekerckhove, K., De Keersmaecker, L., Walley, R., Köhler, F. & Crevecoeur, L. (2011). Meer zwaar dood hout en oude bomen in de Vlaamse bossen: Nieuwe kansen voor gespecialiseerde biodiversiteit. *Natuur.focus*, 10 (4), 155-160.
- Van Reeuwijk, L.P. (Ed.). (2002). *Procedures for soil analysis: Sixth edition*. Wageningen: International soil reference and information center (ISRIC).
- Van Slycken, J., De Boever, L. & Ponseele, K. (2002). *Naar een toekomst voor populier in Vlaanderen: het belang van populier in Vlaanderen*. Brussel: Instituut voor natuur- en bosonderzoek.
- Van Slycken, J., Mohren, F., Knol, R., Zwaenepoel, A. & Thomassen, E. (2010). Bos op vochtige gronden. In: Den Ouden, J., Muys, B., Mohren, F. & Verheyen, K. (Eds.). *Bosecologie en bosbeheer* (p. 545-554). Leuven: Acco.
- Verstraeten, A., De Bruyn, L., De Keersmaecker, L., Vandekerckhove, K., Smets, K., D'Havé, H., Lust, N., De Schrijver, A. & Willems, L. (2004). *Evaluatie van beheermaatregelen om de ecologische waarde van populierbossen te optimaliseren*. Geraardsbergen: Instituut voor bosbouw en wildbeheer.

- Verstraeten, A., De Keersmaecker, L. & Vandekerckhove, K. (2003a). Populieren, brandnetels en natuurbehoud: Omstreden positie van cultuurpopulieren onder de loep. *Natuur.Focus*, 2 (1), 37-41.
- Verstraeten, A., Vandekerckhove, K. & De Keersmaecker, L. (2003b). Naar een ecologisch verantwoord beheer van populierenbossen. *Silva Belgica*, 2, 44-51.
- Whitney, G.G. & Foster, D.R. (1988). Overstorey composition and age as determinants of the understorey flora of woods of Central New England. *Journal of ecology*, 76 (3), 867-876.
- Wolf, R.J.A.M., Dimmers, W.J., Hommel, P.W.F.M., Jagers op Akkerhuis, G.A.J., Vrielink, J.G. & De Waal, R.W. (2006). *Bekalking en toevoegen van nutriënten: Evaluatie van de effecten op het bosecosysteem – een veldonderzoek naar vegetatie, humus en bodemfauna*. Wageningen: Alterra.
- Yuan, Z.Y. & Chen, H.Y.H. (2009). Changes in nitrogen resorption of trembling aspen (*Populus tremuloides*) with stand development. *Plant soil*, 327 (1), 121-129.
- Zak, D.R., Pregitzer, K.S., Curtis, P.S., Vogel, C.S., Holmes, W.E. & Lussenhop, J. (2000). Atmospheric CO₂ soil-N availability and allocation of biomass and nitrogen by *Populus tremuloides*. *Ecological applications*, 10 (1), 34-36.

Bijlage 2: Overige plantensoorten in het Sint-Annabos

Alle plantensoorten die we in het Sint-Annabos waargenomen hebben, maar zich nooit in de geneste proefvlakken bevonden.

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam
Vederesdoorn	<i>Acer negundo</i> L.
Grote klit	<i>Arctium lappa</i> L.
Zandzegge	<i>Carex arenaria</i> L.
Tweerijige zegge	<i>Carex ovalis</i> Huds.
Tamme kastanje	<i>Castanea sativa</i> Mill.
Speerdistel	<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.
Rode kornoelje	<i>Cornus sanguinea</i> L.
Klein streepzaad	<i>Crepis capillaris</i> (L.) Wallr.
Grote kaardenbol	<i>Dipsacus fullonum</i> L.
Slangenkruid	<i>Echium vulgare</i> L.
Brede wespenorchis	<i>Epipactis helleborine</i> (L.) Crantz
Reigersbek	<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér.
Slipbladige ooievaarsbek	<i>Geranium dissectum</i> L.
Robertskruid	<i>Geranium robertianum</i> L.
Geel nagelkruid	<i>Geum urbanum</i> L.
Duindoorn	<i>Hippophae rhamnoides</i> L.
Hop	<i>Humulus lupulus</i> L.
Sint-Janskruid	<i>Hypericum perforatum</i> L.
Witte dovenetel	<i>Lamium album</i> L.
Wilde liguster	<i>Ligustrum vulgare</i> L.
Wolfspoot	<i>Lycopus europaeus</i> L.
Boerenjasmijn	<i>Philadelphus coronarius</i> L.
Riet	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Steud.
Plataan	<i>Platanus x hispanica</i> Münchh.
Zwarte balsempopulier	<i>Populus trichocarpa</i> Torr. & A. Gray ex Hook.
Wilde pruim	<i>Prunus domestica</i> L.
Gewone vogelkers	<i>Prunus padus</i> L.
Sleedoorn	<i>Prunus spinosa</i> L.
Kruipende boterbloem	<i>Ranunculus repens</i> L.
Aalbes	<i>Ribes rubrum</i> L.
Kruipwilg	<i>Salix repens</i> L.
Peterselievlier	<i>Sambucus nigra</i> var. <i>laciniata</i> L.
Knopig helmkruid	<i>Scrophularia nodosa</i> L.
Wilde lijsterbes	<i>Sorbus aucuparia</i> L.
Grote ereprijs	<i>Veronica persica</i> Poir.

Bijlage 3: Volledige bestandsnamen van de proefvlakken

Naam van elk proefvlak aan de hand van het relatieve percentage grondvlak die elke boomsoort in het proefvlak inneemt, waarbij A staat voor het relatief percentage van de hoofdboomsoort en B van de nevenboomsoort.

Proef- vlak	Hoofboomsoort (A)		Nevenboomsoort (B)
	A-proefvlak (A > 90%)	A-proefvlak (90% > A > 50%)	met B (50 % > B > 25 %) gemengd met B (25 % > B > 10 %) met bijmenging van B (10 % > B > 5 %) met geringe bijmenging van B (5 % > B > 2 %)
1	Canadapopulier		
2		Ruwe berk	gemengd met Gewone esdoorn
3		Ruwe berk	met Schietwilg
4	Canadapopulier		
5		Canadapopulier	gemengd met Gewone esdoorn
6	Canadapopulier		
7	Canadapopulier		
8	Canadapopulier		
9	Canadapopulier		
10	Canadapopulier		
11	Canadapopulier		
12	Canadapopulier		
13	Canadapopulier		
14	Canadapopulier		
15		Beuk	gemengd met Canadapopulier met bijmenging van Noorse esdoorn
16	Valse acacia		
17	Beuk		
18	Gewone esdoorn		
19		Schietwilg	met Corsicaanse den gemengd met Amerikaanse eik met geringe bijmenging van Ruwe berk
20	Corsicaanse den		
21	Ruwe berk		
22	Noorse esdoorn		
23		Witte paardenkastanje	met Ruwe berk
24	Canadapopulier		
25		Beuk	gemengd met Witte paardenkastanje met bijmenging van Ruwe berk
26	Canadapopulier		
27	Canadapopulier		
28	Canadapopulier		
29	Ruwe berk		
30		Schietwilg	met Ruwe berk gemengd met Ratelpopulier met geringe bijmenging van Amerikaanse vogelkers
31		Schietwilg	met Ruwe berk
32	Canadapopulier		

Proef- vlak	Hoofboomsoort (A)		Nevenboomsoort (B)
	A-proefvlak (A > 90%)	A-proefvlak (90% > A > 50%)	met B (50 % > B > 25 %) gemengd met B (25 % > B > 10 %) met bijmenging van B (10 % > B > 5 %) met geringe bijmenging van B (5 % > B > 2 %)
33		Canadapopulier	met Winterlinde met bijmenging van Beuk met geringe bijmenging van Amerikaanse eik met geringe bijmenging van Corsicaanse den met geringe bijmenging van Eénstijlige meidoorn
34		Canadapopulier	gemengd met Corsicaanse den met bijmenging van Amerikaanse eik met bijmenging van Beuk met geringe bijmenging van Ruwe berk
35		Canadapopulier	gemengd met Corsicaanse den met geringe bijmenging van Ruwe berk
36	Canadapopulier		
37	Canadapopulier		
38		Zomereik	met Es
39		Canadapopulier	met Es met bijmenging van Zomereik
40	Canadapopulier		
41	Canadapopulier		
42	Canadapopulier		
43	Canadapopulier		
44	Canadapopulier		
45		Beuk	met Canadapopulier met bijmenging van Ruwe berk
46	Canadapopulier		

Bijlage 5: Hiërarchische clustering

Hiërarchische clustering van de vegetatiematrix van de kruid- en struiklaag na de indicatorsoortanalyses. Bij het behouden van de zeldzame soorten bekomen we zes groepen. Als we de zeldzame soorten verwijderen en de uitschieter bewaren, bekomen we zeven groepen. Als we de zeldzame soorten en alle uitschieters verwijderen, bekomen we vier groepen. 'P' staat voor de proefvlakken. Drie proefvlakken zitten in geen enkele cluster aangezien ze geen kruid- en struiklaag hebben.

P	Hoofdboomsoort	Met zeldzame soorten	Zonder zeldzame soorten - met uitschieter	Zonder zeldzame soorten - zonder uitschieters
1	Canadapopulier	1	1	-
2	Ruwe berk	2	2	2
3	Ruwe berk	2	2	2
4	Canadapopulier	2	2	2
5	Canadapopulier	2	3	2
6	Canadapopulier	1	1	1
7	Canadapopulier	2	3	2
8	Canadapopulier	2	3	2
9	Canadapopulier	3	4	3
10	Canadapopulier	1	4	3
11	Canadapopulier	2	3	3
12	Canadapopulier	1	4	3
13	Canadapopulier	2	3	2
14	Canadapopulier	4	5	-
15	Beuk	-	-	-
16	Valse acacia	2	3	2
17	Beuk	5	6	-
18	Gewone esdoorn	2	2	-
19	Schietwilg	1	1	1
20	Corsicaanse den	2	3	2
21	Ruwe berk	3	4	4
22	Noorse esdoorn	-	-	-
23	Witte paardenkastanje	2	3	2
24	Canadapopulier	1	1	1
25	Beuk	5	6	-
26	Canadapopulier	3	4	4
27	Canadapopulier	3	4	4
28	Canadapopulier	2	2	2
29	Ruwe berk	3	4	4
30	Schietwilg	3	5	3
31	Schietwilg	4	5	3
32	Canadapopulier	3	4	3
33	Canadapopulier	-	-	-
34	Canadapopulier	6	7	-
35	Canadapopulier	1	1	1
36	Canadapopulier	1	1	1
37	Canadapopulier	1	1	1

PI	Hoofdboomsoort	Met zeldzame soorten	Zonder zeldzame soorten - met uitschieter	Zonder zeldzame soorten - zonder uitschieters
38	Zomereik	4	5	-
39	Canadapopulier	4	5	-
40	Canadapopulier	1	1	-
41	Canadapopulier	1	1	1
42	Canadapopulier	3	4	3
43	Canadapopulier	3	4	3
44	Canadapopulier	1	1	1
45	Beuk	6	7	-
46	Canadapopulier	1	1	3

FACULTEIT INDUSTRIËLE INGENIEURSWETENSCHAPPEN
TECHNOLOGIECAMPUS GEEL
Kleinhoefstraat 4
2440 GEEL, België
tel. + 32 14 80 22 40
iiw.geel@kuleuven.be
iiw.kuleuven.be

