



Beheer beïnvloedt relaties tussen bodemeigenschappen en het tulpenmicrobioom

Jonathan R. De Long^{1,2}, Ellen L. Fry³, Chantal Bloemhard¹, Chris Blok¹, Marie Duhamel⁴, Gerben Messelink^{1,5}, Ariyati Persijn¹, Khanh Pham¹, L. Basten Snoek⁶ and Paul van Leeuwen¹

1. Wageningen University and Research, Greenhouse Horticulture & Flower Bulbs Violierenweg 1 2665 MV Bleiswijk, The Netherlands, 2. Louis Bolk Institute, Kosterijland 3-5 3981 AJ Bunnik, The Netherlands, 3. Edge Hill University, Department of Biology, St. Helens Road, Ormskirk L39 4QP, United Kingdom, 4. Biointeractions & Plant Health, Wageningen University & Research, Droevendaalsesteeg 4 6708 PB, Wageningen, The Netherlands, 5. Laboratory of Entomology, Wageningen University & Research, Droevendaalsesteeg 1 6708 PB, Wageningen, The Netherlands, 6. Theoretical Biology and Bioinformatics, Utrecht University, Padualaan 8, 3584 CH Utrecht, The Netherlands

Rapport WPR-1057



WAGENINGEN
UNIVERSITY & RESEARCH

Referaat

Gangbare landbouw is afhankelijk van hoge toediening van chemische meststoffen en pesticiden met schadelijke gevolgen voor de bodem. Biologische beheer zou dit soort effecten kunnen verminderen. Er ontbreekt momenteel nog veel kennis. Een analyse van grond en tulpenbollen van bedrijven met verschillend beheer laat zien dat biotische eigenschappen door het beheersregime veranderd worden. De samenstelling van de microbiële gemeenschap wordt bepaald door een interactie tussen bodemtextuur en beheer. Gangbaar beheer veroorzaakte een heterogenere bodembacteriegemeenschap en een homogener bodemschimmeligemeenschap ten opzichte van biologisch en geïntegreerd beheer. Netwerkanalyses lieten meer onafhankelijke knooppuntassociaties zien in zandgronden, waarbij schadelijke beheertechnieken geïsoleerd waren van interacties tussen de meest abiotische en biotische bodemeigenschappen en het tulpenbolmicrobioom, terwijl de netwerken op de kleigronden het tegenovergestelde effect lieten zien. Deze resultaten tonen dat gangbaar beheer een homogeniserend effect op de bodem microbiële gemeenschappen heeft met potentiële impact op bodem functies en de capaciteit van bodems om stress te bufferen. Meer los van elkaar staande clusters binnen het netwerk op zandgronden voor bodemeigenschappen, beheerstrategieën en tulpenbiota kan leiden tot een hogere weerstand tegen verstoring en stress op deze gronden.

Abstract

Conventional agriculture relies on high inputs of chemical fertilisers and pesticides, leading to extensive damage to the soil. There has been a shift towards organic cultivation to ameliorate these negative effects. However, many knowledge gaps remain. We sampled soils and bulbs from tulip fields with conventional, organic and hybrid (i.e., combination between conventional and organic) management regimes to determine effects on abiotic and biotic soil properties, tulip bulb microbiomes/biota and network connectivity between them. We found that many biotic properties were driven by management and microbial community composition was determined by an interaction between soil texture and management. Specifically, conventional management created heterogeneous bacterial and homogenous fungal soil communities across soils types. Network analyses revealed more independent nodes of association in sand fields, with detrimental management techniques isolated from interactions with most soil (abiotic and biotic) and bulb biotic properties, while clay field networks showed the opposite. Our results indicate that conventional management can have a homogenizing effect on soil microbial communities, with potential impacts on soil function and buffering capacity to stress. Increased modularity between soil properties, management techniques and tulip bulb biota in sand fields could mean increased resistance to disturbance and stress.

Rapportgegevens

Rapport WPR-1057

Projectnummer: 3742280007

DOI: <https://doi.org/10.18174/548016>

Dit onderzoek is in opdracht van de BU uitgevoerd door de Stichting Wageningen Research (WR), business unit Glastuinbouw en bloembollen. WR is een onderdeel van Wageningen University & Research, samenwerkingsverband tussen Wageningen University en de Stichting Wageningen Research.

Disclaimer

© 2021 Wageningen, Stichting Wageningen Research, Wageningen Plant Research,

Business unit Glastuinbouw - Bollen

Postbus 20, 2665 MV Bleiswijk T 0317 48 56 06, www.wur.nl/plant-research.

Kamer van Koophandel nr.: 09098104

BTW nr.: NL 8113.83.696.B07

Stichting Wageningen Research. Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen of enige andere manier zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Stichting Wageningen Research.

Stichting Wageningen Research aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Adresgegevens

Wageningen University & Research, BU Glastuinbouw - Bloembollen

Postbus 20, 2665 ZG Bleiswijk

Violierenweg 1, 2665 MV Bleiswijk

T +31 (0)317 48 56 06

Inhoud

	Woord vooraf	5
	Samenvatting	7
1	Inleiding	9
2	Materiaal en methoden	11
	2.1 Achtergrond	11
	2.2 Interviews met de ondernemers	11
	2.3 Abiotische bodemeigenschappen karakteriseren	12
	2.4 Extractie van nematoden	13
	2.5 Extractie van mijten	13
	2.6 Virus toetsen	14
	2.7 DNA-extractie, sequentiebepaling en verwerking	14
	2.8 Statistische analyses	14
3	Resultaten	19
	3.1 Abiotische bodemeigenschappen	19
	3.2 Biotische bodem- en bolleneigenschappen	19
	3.3 Eigenschappen van de beheersregimes	21
	3.4 Partial Least Squares Path Model	21
	3.5 Netwerk analyses	21
4	Discussie	47
	4.1 Invloed van beheerstechniek op bodemeigenschappen en tulpenbolbiota	47
	4.2 Effecten van interacties tussen beheer en grondsoort op bodemeigenschappen en tulpenbolbiota	49
	4.3 Bodemnetwerken connectiviteit over verschillende bodemsoorten en beheer	50
	4.4 Conclusies	50
	Literatuur	51

Bijlage 1	<i>A priori</i> path model	59
Bijlage 2	Ondernemersvragen	61
Bijlage 3	Variabelen gebruikt in de path model	63
Bijlage 4	Loadings van de path model	65
Bijlage 5	Bootstrapped path model coefficients	67
Bijlage 6	Deseq2 F- en p-values	69
Bijlage 7	Pearson correlatie heatmap	71
Bijlage 8	Spearman correlatie heatmap	73
Bijlage 9	Responsvariabel codes voor de netwerken	75

Woord vooraf

Dit onderzoek is uitgevoerd als onderdeel van de strategische investering van de Businessunit Glastuinbouw en Bollen. We bedanken de tulptelers voor hun toestemming om bodem- en bollenmonsters te nemen, evenals hun hulp met de interviews over de achtergrondinformatie. We danken ook Beatriz Andreo-Jimenez voor haar hulp met de DNA sequencing data.

Samenvatting

Gangbare landbouw is afhankelijk van gebruik van kunstmest en pesticiden om de hoge productiviteit en de gewasgezondheid te waarborgen. Een hoog gebruik van meststoffen en bestrijdingsmiddelen, zoals gebruikelijk in de gangbare landbouw heeft negatieve effecten op zowel de abiotische als de biotische bodemeigenschappen als het milieu. Om deze schade te voorkomen is een bewuster gebruik van meststoffen en bestrijdingsmiddelen of een overgang naar biologische teelt gewenst. Biologische teelt kan de gezondheid van de bodem verbeteren en er zijn aanwijzingen dat een verbeterde bodemgezondheid de verbindingen (d.w.z. interacties) tussen bodemeigenschappen versterken. Sterkere verbindingen kunnen leiden tot een betere weerbaarheid van de bodem. Het is ook te verwachten dat het effect van biologische teelt op bodemverbindingen tussen grondsoort (d.w.z. zand versus klei) kan verschillen. Beheer, bodemeigenschappen en bodemverbindingen kunnen het tulpmicrobioom (de genetische informatie, die de micro-organismen met zich brengt en een grote rol in de bepaling van de gezondheid van een plant door effecten op groei, plantenvoeding en gezondheid) en biota (kleine dieren die op de bollen leven zoals nematoden) beïnvloeden met mogelijk effecten op de gezondheid van de tulp. Niettemin bestaat er nog een groot gebrek aan kennis over de exacte voordelen van biologische teelt op bodemeigenschappen, verbindingen en de tulpenbolbiota.

We hebben bodem en tulpenbollen bemonsterd op velden met gangbaar, biologisch en geïntegreerd (d.w.z. een hybride tussen gangbare en biologische) beheer op zand en kleigronden om te bepalen wat het effect van beheer is op bodemeigenschappen, netwerk verbindingen en tulpenbolbiota. We hebben abiotische bodemeigenschappen zoals nutriënten inhoud, organische stof, zuurgraad, verslemping, chemische residuen, etc. en biotische bodem eigenschappen zoals de nematode-, bacterie- en schimmelgemeenschappen gemeten. We hebben ook het microbioom van de tulpbollen bepaald.

Abiotische bodemeigenschappen werden niet door het beheer beïnvloed, maar de grondsoort speelt hier wel een bepalende rol in. De schimmel- en bacteriegemeenschappen werden door een interactie tussen grondsoort en beheer beïnvloed: Gangbaar beheer veroorzaakte een heterogenere bodembacteriegemeenschap en een homogener bodemschimmelgemeenschap ten opzichte van biologisch en geïntegreerd beheer. Biologisch en geïntegreerd beheer creëerden microbiële bodemgemeenschappen die die aparte clusters per grondsoort vormen. Het voorkomen van bepaalde microbiële geslachten in zowel de bollen als de bodems waren afhankelijk van grondsoort en beheer. In het algemeen had de beheerstechnieken (o.a. ploegdiepte, gebruik van gewasbeschermingsmiddelen) een effect op bodemeigenschappen, maar er waren geen directe of indirecte effecten van het beheer op de tulpenbolbiota. In plaats daarvan hadden abiotische en biotische bodemeigenschappen het grootste effect op de tulpenbolbiota. Netwerken op kleigronden waren compacter, met enkele afzonderlijke knooppunten, terwijl zandbodems een lossere netwerk vertoonden, met meer afzonderlijke knooppunten. In de kleigrond waren bolvormige netwerken van micro-organismen aanwezig met knooppunten die verschillend waren van de bolvormige netwerken van de chemische residuen, maar in zandnetwerken waren deze knooppunten verder van elkaar verwijderd en sommige werden zelfs geassocieerd met bolvormige netwerken van chemicaliën residuen. Beheersstrategieën(regime)-technieken vormden een duidelijk knooppunt in zandbodems, maar niet in kleigronden.

Onze resultaten toonden aan dat het beheerstrategieën(sregime) en interacties met het bodemtype de samenstelling en aantallen van de microbiële gemeenschappen in de bodem en bollen kunnen veranderen, wat gevolgen zou kunnen hebben voor de gezondheid van de tulpenbolgewassen en de gezondheid en productiviteit van de bodem op de lange termijn. Netwerkassociaties tussen abiotische en biotische eigenschappen en beheerstechnieken varieerden tussen klei- en zandbodems, wat gevolgen zou kunnen hebben voor de veerkracht van deze bodems tegen verstoring, wat kan leiden tot lange termijn effecten op de gezondheid van gewassen.

1 Inleiding

Moderne landbouw is afhankelijk van hoge input van fungiciden, pesticiden, nematiciden en chemische meststoffen, om schade door ziekten en plagen te voorkomen en hoge oogsten te behouden (Tilman *et al.* 2002). Intensieve landbouw heeft schadelijke effecten op het milieu zoals eutrofiering (Richter and Roelcke, 2000), vermindering van biodiversiteit (Tsiafouli *et al.* 2015) en een algemeen vermindering van bodemkwaliteit (o.a. weerbaarheid, nuttige micro-organismen, inhoud van organische stof) (Dick, 1992; Bünemann *et al.* 2018). Om dit soort schadelijke effecten te voorkomen wordt er naar gestreefd om schadelijke chemische toevoegingen uit te faseren (Wesemael *et al.* 2011; Donley, 2019) en om te schakelen naar duurzamere teelttechnieken (Palm *et al.* 2014)- b.v. de zo genoemde biologische teelt.

Volgens de definitie van de EU:

“Biologische landbouw heeft als doel levensmiddelen te produceren met natuurlijke stoffen en procedés. De biologische landbouw heeft doorgaans slechts een beperkte impact op het milieu omdat hij bevorderlijk is voor: het behoud van de biodiversiteit, de bescherming van het plaatselijke ecologische evenwicht en bodemvruchtbaarheid” (https://ec.europa.eu/info/food-farming-fisheries/farming/organic-farming/organics-glance_nl; benaderd: 19.10.2020).

Biologische teelt methoden kunnen worden gebruikt bij de productie van voedsel- en siergewassen. Biologisch beheer heeft vaak lagere productiviteit in vergelijking tot gangbaar (Palm *et al.* 2014; Reganold and Wachter, 2016), maar neutrale of positieve effecten op de productiviteit waren ook getoond (Badgley *et al.* 2007). Niettemin biologische teelt leidt tot voordelen zoals verbetert de bodem kwaliteit (b.v. hogere organische stofgehalten, grotere regenworm populaties) (Gomiero *et al.* 2011; Bai *et al.* 2018), verbetert de ecosysteem services (Palm *et al.* 2014) en zorgt voor gezondere (o.a. mindere chemische residuen) voeding voor consumenten (Mie *et al.* 2017). Niettemin zijn er veel witte vlekken over de invloed van biologische teeltmethoden op bodem eigenschappen in het bijzonder in de teelt van bloembollengewassen (Sukkel and Hommes, 2009).

De basis voor landbouw is een gezonde bodem. Vroeger werd de bodem beschouwd als een min of meer inert substraat waarin planten groeien: een plaats waar de wortels anorganische nutriënten kunnen vinden en een middel om de plant rechtop te houden (Janvier *et al.* 2007). Maar een bodem is vol met leven: één hectare gezonde landbouwbodem bevat respectievelijk ongeveer 1300, 1000, 3000, 4000 kg regenwormen, geleedpotigen, bacteriën en schimmels (Pimentel *et al.* 1992; Gomiero *et al.* 2011). Bodemmicro-organismen zoals schimmels en bacteriën en ook bodemdieren zoals nematoden, regenwormen, springstaarten en mijten spelen een belangrijk rol in het tot stand komen van bodemeigenschappen zoals structuur, voedselweb samenstelling, nutriëntenbeschikbaarheid en het niveau van ziekten/plagen (Ruf and Beck, 2005; Huhta, 2007; Ferris, 2010; Medina-Sauza *et al.* 2019). Al deze organismen en eigenschappen dragen bij om de gezondheid en productiviteit van een gewas te bepalen (Olle and Williams, 2013), en om de ecosysteem services te leveren (de Vries *et al.* 2013). Actueel onderzoek laat zien dat bodemgemeenschappen met een hoog niveau van onderlinge afhankelijkheid (d.w.z. interacties) tussen taxonomische groepen een bodem is met hogere weerbaarheid tegen ziekten, plagen (Wei *et al.* 2015; de Vries and Wallenstein, 2017) en omgevingsverstoring (de Vries *et al.* 2012), wat leidt tot gezondere planten (Bender *et al.* 2016). Het beheer van het land kan ook een sterke invloed hebben op deze bodemnetwerkverbindingen, waarbij chemische en organische toevoegingen leiden tot zwakke respectievelijk sterke verbondenheid binnen bodemnetwerken (Ling *et al.* 2016). De Nederlandse en EU regeringen willen duurzamere teelttechnieken bevorderen, die ziekten en plagen kunnen onderdrukken (Janvier *et al.* 2007), en die de weerbaarheid van gewassen tegen abiotische stressen laten toenemen. Met een integratie van kennis over de relaties tussen de bodemgemeenschap, bodem abiotische eigenschappen en plantgezondheid kunnen we een bodem opbouwen die duurzaam en productief is. Niettemin is er een gebrek aan kennis over welke factoren en beheertechnieken nodig zijn om de meest geschikte en sterkste bodemnetwerken te creëren.

Op dit moment is er dus nog een gebrek aan kennis over hoe bodemnetwerken de gezondheid van tulpen kunnen beïnvloeden (Hines *et al.* 2015). Er is wel veel kennis over ziekten en plagen in tulpen (McGovern and Elmer, 2017; Looman *et al.* 2018), maar informatie over het algemeen microbioom van de tulp is vrijwel onbekend. Het microbioom is de genetische informatie, die de micro-organismen (o.a. schimmels, bacteriën) met zich brengt en het speelt een grote rol in de bepaling van de gezondheid van een plant door effecten op groei, plantenvoeding en gezondheid (Pieterse *et al.* 2016). Kleine dieren (b.v. nematoden, mijten, springstaarten) kunnen hier ook een rol in spelen. Daarvoor is het belangrijk de verwerking van het microbioom en de geassocieerde biota van een gewas te begrijpen om gewasgezondheid en productiviteit te verbeteren. De kennis over het tulpenmicrobiom die we bezitten kwam uit gemengde plantengemeenschappen in het oorspronkelijke verspreidingsgebied van de tulp (Pershina *et al.* 2016) en dat betekent dat nuttige conclusies over de teelt van tulpen onmogelijk te trekken zijn op grond van deze informatie. Begrip van het microbiom van de tulp zou de mogelijkheden vergroten om bepaalde beheerplannen te maken om het microbiom zo te sturen dat er een hogere weerbaarheid tegen ziekten en plagen ontstaat. Maar we missen ook nog sleutel informatie over hoe het abiotische bodemmilieu (b.v. nutriëntenbeschikbaarheid, pH, organische stof) met het tulpenmicrobiom interacteert om een weerbaarder bodemnetwerk op te bouwen. Betere handvaten rond bodemnetwerken in tulpengronden zijn een eerste cruciale stap om duurzamere teeltsystemen in de bloembollen industrie te creëren.

Het overkoepelende doel van dit project is informatie te verzamelen over de invloed van verschillende beheerstechnieken op bodemnetwerken en het tulpenmicrobiom. Zo ver wij weten heeft niemand onderzocht wat de invloed van beheerstechnieken op tulpbodemnetwerken en het tulpenmicrobiom is. We hebben abiotische en biotische bodemeigenschappen geanalyseerd op gronden met een gangbaar, biologisch en geïntegreerd beheer om de volgende hypothesen te toetsen: 1) Verschillende beheersregime (biologisch, geïntegreerd, gangbaar) leiden tot verschillen in abiotische en biotische bodemeigenschappen en het tulpenmicrobiom. Dit verschil wordt veroorzaakt door een lager gebruik van kunstmest en bestrijdingsmiddelen, een hogere toevoeging van organische stof en frequentere vruchtwisseling in biologische beheersregime die een grote invloed op bodemeigenschappen (Gomiero *et al.* 2011) en het microbiom van planten hebben (Arif *et al.* 2020; Longley *et al.* 2020). Het beheersregime heeft naar verwachting ook directe effecten op de tulpenbolbiota, evenals indirecte effecten door invloeden op abiotische en biotische bodemeigenschappen (Bijlage 1); 2) Gronden op klei- en zandgrond zullen verschillende effecten van beheersregime op bodemeigenschappen laten zien (d.w.z. interacties tussen bodemsoort en beheersregime). Dit is omdat kleigronden, in vergelijking met zandgronden, andere fysische eigenschappen hebben, zoals slechtere waterdoorlatendheid en lagere zuurstofgehalten (Boekel, 1970; Bronick and Lal, 2005; Rowell, 2014) resulterend in andere abiotische eigenschappen (Dexter, 2004), met andere effecten op bodem gebondene ziekten en plagen (McGovern and Elmer, 2017; Looman *et al.* 2018) en het microbiom van de planten (Fierer, 2017; Guron *et al.* 2019); en 3) Op zand- en kleigronden zullen beheertechnieken (b.v. ploegdiepte, gebruik van pesticiden, vruchtwisseling) leiden tot andere niveaus van connectiviteit en andere algemene relaties met en tussen abiotische en biotische bodemeigenschappen en de biota van tulpenbollen als gevolg van inherente verschillen veroorzaakt door de bodemtextuur (Boekel, 1970; Dexter, 2004; Bronick and Lal, 2005; Rowell, 2014) en de bekende impact van landbouwbeheerstechnieken op bodemnetwerken (Ling *et al.* 2016; de Vries and Wallenstein, 2017). Deze kennis kan worden gebruikt om in de teelt van tulpen weerbardere bodems te creëren, door aanpassingen in beheerstechnieken.

2 Materiaal en methoden

2.1 Achtergrond

Achttien tulpengronden met verschillende soorten bodem en vorm van beheer in Noord Holland en Flevoland werden geselecteerd (Tabel 1). De selectie omvatte bedrijven met biologisch, gangbaar en geïntegreerd beheer. Biologische bedrijven volgden de EU regelgeving voor biologische landbouw (Stolze and Lampkin, 2009; Meredith and Willer, 2014). Geïntegreerde bedrijven gebruikten in het algemeen minder kunstmest, pesticiden en herbiciden, maar hadden geen officiële biologische certificering. Gangbare bedrijven gebruiken een gangbaar landbouwkundig beheer. Een samenvatting van de gemeten eigenschappen bevindt zich in Tabel 2. In elke beheersklasse zijn bedrijven geselecteerd met zandige en kleiige bodems omdat bodemtextuur een grote invloed kan hebben op ziekten en plagen (Ghorbani *et al.* 2009), op samenstelling van de microbiële gemeenschap (Alabouvette *et al.* 2004), op de bodemvoedingscyclus (McLauchlan, 2006) en op de algemene gewasgezondheid van de bodem (McLauchlan, 2006). Actuele informatie over de textuursamenstelling van de bodem vindt zich in Tabel 2. In totaal hadden we 3 soorten van beheer x 6 herhalingen = 18 velden.

Het bemonsteren van bodems en bollen werd tussen 22^e mei en 4^e juni 2020 uitgevoerd. Op elk veld werden bodemmonsters verzameld van de bovenste 25 cm van de bodem met een 2.4 cm diameter boor. Deze monsters werden gebruikt voor de bepaling van alle abiotische en biotische eigenschappen (net uitzondering van mijten en collembola). De bovenste 25 cm van de bodem is de meest biologisch actieve laag in akkerbouwbodems (Richter and Markewitz, 1995; Fan *et al.* 2016) en bevat het merendeel van de wortels van tulpen (Wiersum, 1971; de Hertogh *et al.* 1983). Monsters voor de extractie van de mijten en collembola werden met een 4 cm diameter boor tot een diepte van 5 cm genomen omdat de meerderheid van de mijten en collembola in de bovenste 5 cm van de bodem leven (Römbke *et al.* 2006). Van elk veld werden bodemmonsters in een "W" formatie van 20 plekken genomen met ongeveer 15-30 m tussen elke plek om zo veel als mogelijk de heterogeniteit te vastleggen (Sabbe and Marx, 1987). Tulpenbollen werden bemonsterd van dezelfde plekken waarvan de bodemmonsters waren genomen. Een handschep werd gebruikt om vijf tulpenbollen te rooien. Deze bollen waren gebruikt om het microbioom te bepalen. Zie hieronder voor meer informatie.

2.2 Interviews met de ondernemers

Na bemonstering van de bodem en bollen werden alle ondernemers geïnterviewd om een beeld te krijgen van de beheerstechnieken. De ondernemers kregen vragen over vruchtwisseling, ziekten en plagen, onkruidbestrijding, bemesting, etc. De interviewvragen zijn te vinden in Bijlage 2.

2.3 Abiotische bodemeigenschappen karakteriseren

Analyses van abiotische (en enkele van de biotische) eigenschappen van de bodem werden uitgevoerd door Eurofins (Wageningen, Nederland) op basis van standaard methoden voor het bepalen van abiotische eigenschappen (Sparks *et al.* 2020). Voor alle nutriëntenanalyses werden monsters voorbereid door monsters een nacht bij 40°C te drogen, te malen en door een zeef van 2 mm te zeven. Voor Ca-, K-, Mg-, Na-, S-analyses werd vervolgens een deelmonster van 4-5 gram afgewogen in een plastic pot, 0,01 M calciumchloride-extractievloeistof werd toegevoegd in een verhouding van 1:10, monsters werden vervolgens 2 uur geschud, gefilterd en geanalyseerd op een inductief gekoppelde plasmaspectrometer (ICP-AES) eenheid. Voor totaal P werden bodems colorimetrisch geanalyseerd op een Discrete Analyzer. Voor totaal N en N-leverend vermogen werd een deelmonster van 2 gram verwarmd tot 1100°C in een verbrandingsbuis met overtollige zuurstof, waarbij het resulterende gas werd gereduceerd tot N₂ en gemeten door een TC-cel. Stikstof leverend vermogen werd bepaald door een berekening op basis van totaal stikstof, C:N ratio en microbiële activiteit (Drinkwater *et al.* 1997). Voor totaal S werden monsters geëxtraheerd met salpeterzuur en waterstofperoxide in een gesloten systeem met behulp van microgolven en werd de digestaatoplossing geanalyseerd met ICP-AES (atomaire emissiespectrometrie). Beschikbaar P (P-AL) werd bepaald door extractie met ammoniumlactaat en spectrofotometrische analyse. Voor de pH werd een deelmonster van aarde geëxtraheerd met 0,01 M CaCl₂, 2 uur geschud en gemeten met een Calomel-elektrodesysteem. De kationuitwisselingscapaciteit, werd bepaald door een deelmonster van grond te extraheren met 0,0166 M kobalt-thexamine trichloride (Cohex) oplossing. Niveaus van kobalt werden spectrofotometrisch bepaald. Na filtratie werden uitwisselbare kationen van Ca, K, Na, Al en Mg bepaald met ICP-AES. De organische stof werd bepaald door een deelmonster grond bij 103°C te drogen tot constant gewicht en vervolgens het gloeiverlies bij 550 °C te bepalen. Organische C werd bepaald op een deelmonster van 2 gram grond verbrand met overtollige zuurstof bij 600°C, waarbij het resulterende gas over een IR-cel werd geleid om CO₂ te meten. Koolzuurkalk werd bepaald op een deelmonster van 2 g grond verwarmd tot 600°C en verbrand met overmaat zuurstof. Het resulterende gas wordt over een IR-cel geleid en CO₂-gas wordt gemeten. Dit geeft een waarde voor anorganisch C, die vervolgens wordt gebruikt om koolzuurkalk te berekenen. Klei, kleihumus (d.w.z. kationenuitwisselingscapaciteit) en zandgehalte werden elk bepaald op een deelmonster van 10 gram grond dat aan de lucht werd gedroogd, behandeld met waterstofperoxide om de organische stoffen op te lossen en vervolgens behandeld met zoutzuur om de mineralen op te lossen. Voor klei en kleihumus werden monsters vervolgens verdund met een peptiseeroplossing volgens de wet van Stokes. De gewenste fractie wordt gepipetteerd en de suspensie wordt gemeten met een dichtheidsmeter, waarna het percentage klei is bepaald. Voor zand werden deelmonsters gewassen met water en vervolgens gezeefd over een zeef van 50 micron. Het resterende zand werd gedroogd en gewogen. Het slibgehalte werd bepaald als het verschil tussen de totale massa minus zand, klei en organische stof. Bodemafbrokkeling en bodemverslapping zijn bepaald aan de hand van berekeningen op basis van zand-, slib-, klei- en organische stofwaarden.

De microbiële activiteit werd bepaald door de potentieel mineraliseerbare stikstofmethode (Drinkwater *et al.* 1997) die de microbiële activiteit bepaalt op basis van organisch N dat door bodemmicro-organismen in mineraal N wordt omgezet. Van elk veld werden twee submonsters van veldvochtige grond gebruikt. Een deelmonster van 16 g werd geëxtraheerd met 2 M KCl onder aërobe omstandigheden. Een ander deelmonster van 16 g werd in drievoud geïncubeerd met 40 ml gedeïoniseerd water gedurende 7 dagen bij 40°C onder anaërobe omstandigheden. De totale hoeveelheid minerale stikstof die wordt gevonden na anaërobe incubatie minus de hoeveelheid minerale stikstof voor de bodems die onder aërobe omstandigheden worden geëxtraheerd, is een maat voor de hoeveelheid stikstof afkomstig van aërobe bodemorganismen. Bacteriële, schimmel- en totale biomassa, evenals de schimmel / bacteriële verhouding werd bepaald met behulp van de fosfolipide-vetzuurmethode (Frostegård *et al.* 1993; Frostegård and Bååth, 1996).

2.4 Extractie van nematoden

Alle nematoden in de bodem werden met de Baermann trechter methode in 3 dagen gescheiden van 50 g verse grond (Van Bezooijen, 2006; European and Mediterranean Plant Protection Organization, 2013). Een sub-monster van de bodem van elke veld werd genomen om het drooggewicht te bepalen (100 °C gedurende drie dagen) zodat we de hoeveelheid nematoden per gram droge bodem konden bepalen. Nadat de nematoden van de bodem waren gescheiden werden ze in een petrischaal gezet en onder een inversie microscoop geteld (x40-200 vergroting). De eerste 100 nematoden die in de petrischaal werden aangetroffen zijn op familieniveau geïdentificeerd en in voedingsgroepen ingedeeld: plantparasieten, bacteriëneters, schimmeleeters, en carnivore-omnivore nematoden (Yeates *et al.* 1993). Een gezonde bodemnematodengemeenschap is belangrijk om de gezondheid, weerbaarheid en de nutriënten kringlopen in de bodem te ondersteunen (Griffiths, 1994; Kulmatiski *et al.* 2014) waarbij er positieve effecten op gewas gezondheid en productiviteit zijn (Bongers and Ferris, 1999; Wilson and Khakouli-Duarte, 2009).

Vijf bollen van elk veld werden willekeurig geselecteerd voor extractie van nematoden. Elke bol werd lichtjes schoon geborsteld, gewogen en in stukjes van 1 cm³ gesneden (bollen, schalen en wortels). De wortels werden in zeven met een diameter van 150 µm gedaan. De zeven met de wortels werden boven een opvangbakje gezet in een zogenoemde mistkamer om de vrij-levende en plant parasieten nematoden van de bollen te scheiden (Hooper, 1990; Van Bezooijen, 2006). De mistkamer spoot warm water (circa 20-25°C) over de wortels gedurende 15 minuten gevolgd door 15 minuten pauze. De wortels bleven in de mistkamer gedurende 2 weken (elk week werd gecheckt) en daarna werd het water met de nematoden uit de opvangbakjes gehaald en door een 20 µm zeef gespoeld. Nematoden werden geteld en geclassificeerd zoals boven uitgelegd. Het aantal nematoden per gram bollen van elke voedingsgroep werd berekend.

Verschillende monsters bevatten *Ditylenchus* spp., die buitengewoon moeilijk zijn om op ras te bepalen zonder sterke vergroting en zelfs dan kan variatie als gevolg van levensfase, temperatuur, enz. de positieve identificatie onzeker maken (Wendt *et al.* 1993). Het is belangrijk om te bepalen of bij de *Ditylenchus* spp. aanwezig in de monsters inderdaad rassen zitten die tulpenbollen parasiteren (Webster, 1967). Om de identiteit van het ras te bevestigen, werden één tot drie individuen per monster dat *Ditylenchus* spp. bevat geïsoleerd. DNA werd geëxtraheerd met behulp van de LGC Mag Plant Kit (Berlin, Duitsland) in combinatie met de Kingfisher-methode (Waltham, MA, VS). PCR werd uitgevoerd volgens de protocollen voor detectie van *Ditylenchus* soorten van Applied Plant Research, Research Unit Bloembollen (European and Mediterranean Plant Protection Organization, 2017).

2.5 Extractie van mijten

Op elk perceel is van de toplaag een bodemmonster genomen. Hiervoor is een grondboor gebruikt met een diameter van 4 cm en een hoogte van 5 cm. Per perceel werden 10 steken van de toplaag genomen tot een diepte van 5 cm. Hiermee werd een monster van 600 ml verkregen. Na het verzamelen van de monsters werden ze 1 tot 3 dagen bewaard in een koelcel bij 5°C. Om de mijtengemeenschap, collembola en diptera te analyseren werd een sub monster genomen van 500 ml. Dit monster is in een Tullgrentrechter geplaatst (Van Straalen and Rijninks, 1982), waarbij de grond langzaam opdroogt en het bodemleven opgevangen wordt in tubes met 70% alcohol. Na filtratie door een Whatman 125 mm filterpapier werden de mijten onder een stereomicroscoop (x1.25-1.60 vergroting) geteld en verdeeld in vier groepen. De mijten zijn onderverdeeld in de volgende groepen: *Astigmatina* die leven vooral van rottend materiaal, schimmels of grassen; *Cryptostigmaten* die erg gevoelig voor verstoring van de bodem zijn want ze bewegen traag; *Prostigmaten* die predatoren zijn en leven van springstaarten; *Mesostigmaten* die leven van springstaarten, aaltjes, andere mijten en potwormen (Ruf and Beck, 2005; Bokhorst *et al.* 2018). Verder is gekeken naar de aanwezigheid van springstaarten (Collembola) en vliegachtigen (*Diptera*).

2.6 Virus toetsen

De tulpenbollen zijn in het laboratorium van de Bloembollenkeuringsdienst (BKD) (Lisse, Nederland) getest op de aanwezigheid van Arabis-mozaïekvirus (ArMV), komkommermozaïekvirus (CMV), leliesymptoomloos virus (LSV), tulpenmozaïekvirus (TBV), tulpenvirus X (TVX), tabaksratelvirus (TRV), tabaksnecrose-virus (TNV) en knollenmozaïekvirus (TuMV). De tests werden uitgevoerd met behulp van de dubbel-antilichaam sandwich enzymgekoppelde immunosorbenttest (DAS-ELISA) (Luo *et al.* 2012) met behulp van in eigen huis geproduceerde antisera.

2.7 DNA-extractie, sequentiebepaling en verwerking

De biotische kenmerken van bodem- en bolmonsters werden geanalyseerd met behulp van high-throughput sequencing en alle taxa werden geïdentificeerd. Analyses werden uitgevoerd door Utrecht Sequencing Facility (USEQ, UMCU, Utrecht, Nederland). De extractie en isolatie van totaal DNA en de PCR's zijn uitgevoerd bij een laboratorium van WUR Glastuinbouw in Bleiswijk.

Ongeveer 50 g vers weefsel van de tulpenbol werd vernalen en geëxtraheerd door middel van de bead-beating methode. Een submonster van het bollen-extract (0,5 g) werd gebruikt voor DNA-extractie met behulp van de DNeasy Plant Mini Kit volgens de instructies van de fabrikant (Qiagen, Hilden, Duitsland). Ongeveer 0,5 g verse aarde werd gebruikt voor DNA-extractie met behulp van de DNeasy Power Soil-kit volgens de instructies van de fabrikant (Qiagen, Hilden, Duitsland). Vervolgens werd het geëxtraheerde DNA onderworpen aan PCR om 16S rRNA-amplicons (bacteriën) te verkrijgen met behulp van 16S-primers 515f en 806r (Caporaso *et al.* 2011) en ITS-1-bevattende amplicons (schimmels) met primers ITS1-F (Gardes en Bruns, 1993) en ITS2 (White *et al.* 1990). De PCR-reactieoplossingen bevatten 8 µl water, 12,5 µl PCR MasterMix (Promega), 1 µl elk van de forward en reverse primers (10 µM eindconcentratie) en 2,5 µl genomisch DNA. In het geval van ITS PCR was een extra 1 µL mPNA-klem ITS nodig (Ikenaga *et al.* 2016). Reacties werden 3 minuten op 94 °C gehouden om het DNA te denatureren, waarna de amplificatie 35 cycli omvatte van 94 °C gedurende 45 seconden, 50 °C gedurende 60 seconden en 72 °C gedurende 90 seconden. Voor primers 515f / 806r werd een laatste verlenging van 10 minuten bij 72 °C toegevoegd om volledige amplificatie te garanderen. Runcondities voor primers ITS1-F / ITS2 waren 94 °C gedurende 3 minuten om het DNA te denatureren, met amplificatie gedurende 35 cycli bij 95 °C gedurende 35 seconden, 55 °C gedurende 55 seconden en 72 °C gedurende 45 seconden; een laatste verlenging van 10 minuten bij 72 °C. De kwaliteit van alle PCR-producten werd gecontroleerd door elektroforese op een 1% agarosegel en gekleurd met GelRed Nucleic Acid Stain (Sigma-Aldrich, St. Louis, Missouri, VS). Alle PCR-producten werden gezuiverd met behulp van QIAquick PCR Purification Kit (Qiagen, Hilden, Duitsland) en de concentraties werden bepaald met behulp van de NanoDrop-spectrofotometer. Het amplicon werd verdund omdat elk amplicon dezelfde concentratie in de pool moet hebben en monsters werden gepoold volgens de USEQ-vereisten voor DNA-bibliotheekbereiding (d.w.z. minimaal 50 µl bij een minimale concentratie van 4 ng / µl).

2.8 Statistische analyses

Elke responsvariabele (chemische, fysische en biologische grondanalyse, telerinterview informatie) werd met ANOVA geanalyseerd met de behandeling (biologisch, geïntegreerd en gangbaar) en grondsoort (klei, zand) als een fixed factors meegenomen. De data werd gecheckt voor alle aannamen voor ANOVA (d.w.z. uitbijters, normaliteit, gelijke variantie, etc.) voordat de data werden geanalyseerd. Alle data werden getransformeerd indien nodig (zie voetnoot onder Tabellen 3, 5, 7, 9, 11 en 13). Post-hoc toetsen werden uitgevoerd als er een significant effect van de beheer op een variabele gevonden was (Day and Quinn, 1989) met gebruik van de emmeans/multcomp packages in R (Hothorn *et al.* 2008; Lenth, 2019) met Tukey HSD-aanpassing voor meerdere vergelijkingen. Significante responsvariabelen zijn weergegeven met Box plots (Williamson *et al.* 1989; Krzywinski and Altman, 2014). Alle andere variabele zijn in Tabellen aangetoond. ANOVAs zijn met R (R Core Team, 2020) met de packages lme4/lmerTest (Bates *et al.* 2015; Kuznetsova *et al.* 2017) uitgevoerd en de Box plots zijn met behulp van Microsoft® Excel® for Office 365 MSO gemaakt.

Sequencing data

Om alle ruwe sequenties te verwerken (beide ITS en 16s) hebben we gebruik gemaakt van cutadapt (Martin, 2011) om de forward en reverse primers te verwijderen en de schimmel en de bacteriële reads te verdelen. Alle ruwe sequenties data werden van ruis ontdaan met DADA2 (Callahan *et al.* 2016) met hulp van de DADA2 Pipeline Tutorial (1.18). Beknopt, de ruwe reads waren eerst kwaliteit gecontroleerd, gefiltreerd en geknipt. Daarnaast waren de paired-end reads samengevoegd en het DADA2 algoritme leverde het foutenpercentage gerelateerd aan de dataset. Deze data konden gebruik worden voor correctie na de dereplicatie. Er werd een kruistabel gebouwd die de overvloed van de amplicon sequence variants (ASVs) (Callahan *et al.* 2017) die in elk van de monsters voorkwam, weergeeft. Chimeras waren gedetecteerd en uitgefilterd. Taxonomische aansluiting van elk van de ASV's werd toegewezen met de Naive Bayes-classificatiemethode (Wang *et al.* 2007) met behulp van de 16S V3-V4-regio van de Silva 16S/18S databaserelease 132 (Quast *et al.* 2012) voor de bacteriële ASV's en de ITS2 regio of Unite-database (Nilsson *et al.* 2018) voor de schimmel-ASV's. Voor de Schimmel ITS ASV's, alleen die die naar de Kingdom "Fungi" waren behouden. Voor de bacteriële 16S reads, de ASV's die niet waren toegewezen op Koninkrijksniveau of gerapporteerd als "Eukaryotes", "Mitochondria", "Chloroplast" of "unidentified" werden uitgesloten. Om de bol- en bodemmicrobiomen verder te analyseren, werden de vier datasets verdund tot de laagste sequentiediepte.

Microbioanalyses werden uitgevoerd met behulp van vier ijle datasets, de alfa-diversiteit van de bodem- en bolschimmel- en bacteriegemeenschappen werd beoordeeld door de waargenomen soortenrijkdom, Chao1, Shannon-diversiteit en Simpson-diversiteit te berekenen met behulp van het R-pakket phyloseq (McMurdie and Holmes, 2013) en vegan (Oksanen, 2018). De statistische verschillen tussen schimmel- en bacteriegemeenschappen werden getest met behulp van een lineair model, met het bodemtype of het beheersregime als voorspeller van soortendiversiteit. Uit de ijle relatieve overvloed ASV-gegevens werd een Bray-Curtis-ongelijkheidsmatrix berekend met behulp van het veganistische pakket. Om verschillen in de bacteriële en schimmelmicrobioomsamenstelling van bol- en grondmonsters te visualiseren, werd een MVG gegenereerd op basis van de Bray-Curtis-ongelijkheidsmatrix. Om statistisch verschillen in bodem- en bolschimmel- en bacteriële gemeenschapsstructuren te beoordelen afhankelijk van het beheersregime en het bodemtype, werd een permutationale multivariate variantieanalyse (PERMANOVA) uitgevoerd op diezelfde matrix. Tenslotte, Deseq2 (Love *et al.* 2014) werd gebruikt om erachter te komen welke ASV-abundanties significant waren gewijzigd door het beheersregime of door bodemtype. Log2FoldChanges van de ASV-abundanties werden berekend en vergeleken met een Wald-test. ASV's werden geacht significant te verschillen in verschillende beheersregimes of bodemsoorten met een significantieniveau van $p < 0,01$.

Op basis van de resultaten van de Deseq2-vergelijkingen werd de subset van ASV's geselecteerd die verschillen vertoonden tussen ten minste twee managementregimes. De subset van ASV's werd verder onderverdeeld in de top 5-6 klassen (op basis van de totale abundantie van alle leden van een bepaalde klasse) van bacteriën en schimmels die aanwezig zijn in de bollen en bodems. Dit werd gedaan om de meest voorkomende taxa te behouden en te gebruiken voor netwerkanalyses en het Partial Least Squares Path Model zonder de modellen te overbelasten.

Partial Least-Squares Path Model

Om een deel van onze eerste hypothese aan te pakken, hebben we een Partial Least-Squares Path Model (PLS-PM) gebruikt om de directe en indirecte relaties tussen beheersregimes, abiotische en biotische eigenschappen van de bodem en de biota van het tulpenmicrobioom te onderzoeken (Sanchez *et al.* 2013). Deze soort van structural equation model (SEM) wordt vaker gebruikt in de natuurwetenschap (Musseau *et al.* 2015; Stephan *et al.* 2017; De Long *et al.* 2019) en heeft geen distributie- of onafhankelijkheidsvereisten voor de gebruikte gegevens (Fornell and Bookstein, 1982; Chin, 2010). De PLS-PM is bedoeld om conceptuele 'latente variabelen' (LV's) te informeren op basis van een zorgvuldig geselecteerde set indicatorvariabelen, en vervolgens de relaties tussen LV's te beoordelen. PLS-PM is zo gestructureerd dat het kan omgaan met een groot aantal variabelen om een klein aantal replica's te informeren (Chin and Netsted, 1999). Onze dataset bestond uit 18 velden, met 88 gemeten indicatorvariabelen. We specificerden vier LV's: "beheersregime", "abiotische bodemeigenschappen", "biotische bodemeigenschappen" en "tulpenbolbiota", en kenden elke indicatorvariabele toe aan een LV. De indicatorvariabelen zijn op basis van bewijs gekozen om aspecten van de LV weer te geven (Bijlage 1). Bij elkaar verzameld benaderen ze het concept van de LV. We hebben een reflecterend model uitgevoerd (Henseler, 2010), wat inhoudt dat de indicatoren worden gevormd door de LV (Bijlage 3). In ons model zou het managementregime bijvoorbeeld rechtstreeks van invloed zijn op de penetrometerwaarden, vruchtwisseling en diepte van ploegen. Het alternatief zou een formatief model zijn, dat stelt dat de LV wordt gevormd door de indicatoren. De PLS-PM creëert vervolgens paden tussen de LV's, wat intuïtiever is dan grotere modellen met veel paden. De collectieve paden tussen de LV's worden het innerlijke model genoemd, terwijl het volledige model met indicatoren het uiterlijke model is.

Vervolgens hebben we de indicatorwaarden gestandaardiseerd. Het model in het `plsmpm`-pakket hebben gespecificeerd in R4.0.1 (Sanchez *et al.* 2017; R Core Team, 2020) de indicatoren worden gecontroleerd op unidimensionaliteit, dat wil zeggen dat ze allemaal sterk positief gecorreleerd moeten zijn. Dit betekent dat ze 'loyaal' zijn aan de LV waaraan ze zijn toegewezen. In het `plsmpm`-pakket worden ze beoordeeld met behulp van zowel Cronbach's alpha als Dillon-Goldstein's rho. De alpha van Cronbach kijkt naar correlaties van indicatoren in een LV. Als de waarde lager is dan 0,7, is de gemiddelde correlatie niet eendimensionaal. De rho van de Dillon-Goldstein kijkt naar de variantie van de som van de variabelen in de LV. Nogmaals, als rho lager is dan 0,7, is er een probleem binnen de LV (Vinzi *et al.* 2010). Als een variabele negatief gecorreleerd was, werd deze vermenigvuldigd met -1. In ons geval waren de variabelen die aangepast moesten worden: beheersregime: penetrometer (bulkdichtheid, die een functie is van beheers methoden zoals ploegen en bodemverdichting veroorzaakt door machines); abiotische bodemeigenschappen: K-bezetting, Na- bezetting, verslemping, zandgehalte, fosfaat en S-bodemvoorraad; biotische bodemeigenschappen: *Ditylenchus dipsaci*, Bacterioidea, Diptera, collembola, Mesostigma mijten, bodembacteriën 16S ASVs, Thermoleophilia en Alphaproteobacteria; tulpenbolbiota: Ascomycota, Bacteria 16S ASVs en plantparasieten nematoden. Nadat we hadden vastgesteld dat de variabelen binnen de LV's positief gecorreleerd zijn, hebben we de ladingen (d.w.z. correlaties) van elke indicatorvariabele gecontroleerd. Als de belasting lager was dan 0,6, werd deze geëlimineerd (De Long *et al.* 2019). We hebben ook de kruisladingen gecontroleerd, dit zijn de ladingen van indicatoren in alle LV's - beide die wel en niet waren toegewezen aan een LV. Als de belasting hoger was in een andere LV in vergelijking met die waaraan deze was toegewezen, werd deze als een 'verrader' indicator beschouwd en verwijderd. Toen het model eenmaal was aangebracht, bleven we over met 29 indicatorvariabelen: twee in beheersregime, 20 in abiotische eigenschappen van de bodem, twee in biotische eigenschappen in de bodem en twee in tulpenbolbiota. We hebben de Goodness of Fit van het model beoordeeld (Henseler and Sarstedt, 2013), evenals de kruisladingen. De GoD van het model is gestegen van 0,53 naar 0,54, wat als acceptabel wordt beschouwd (Hair *et al.* 2011), en alle kruisladingen waren het hoogst voor hun respectieve LV en gevalideerd met behulp van bootstrapping (5000 resamplings). Meer informatie over de variabelen, loadings en path coefficients zijn in Bijlagen 3-5 te vinden.

Correlatie heatmap

Om te bepalen één op één relaties tussen abiotische en biotische bodemeigenschappen en tulpenbolbiota hebben we correlatie plots gemaakt met Pearson lineair correlatie coëfficiënten. De correlatie tussen de gemeten parameters werd bepaald in R 3.6 (R Core Team, 2020) met behulp van de functie `cor()`. Pearson en Spearman correlaties werden gebruikt. Correlatiematrix werd geclusterd en gevisualiseerd met behulp van de standaardinstellingen van de `heatmap.2()` functie van het R-pakket "gplots" (Warnes *et al.* 2020).

Network analyses

De netwerk analyses waren in R 3.6 uitgevoerd (R Core Team, 2020) en waren op Veen *et al.* (2019) gebaseerd met een paar aanvullingen. Eerst werden de variabelen geselecteerd die nodig waren voor de netwerk figuur, zoals aangegeven voor de verschillende Figuren en panelen. Vervolgens werd de Spearman-correlatie tussen de gemeten parameters berekend en werden alle paarsgewijze correlaties met een coëfficiënt $> 0,5$ geselecteerd voor gebruik in het netwerk. De functies `graph_from_data_frame()`, `simplify()` en `layout_components()` voor het R-pakket "igraph" werden gebruikt om de netwerklay-out te construeren (Csardi and Nepusz, 2006). De log2-verhoudingen tussen parameters in verschillende subselecties werden berekend door de gemiddelden te nemen en deze te delen. Deze lay-outs en ratio's werden gebruikt om de netwerken te visualiseren met behulp van het R-pakket "ggplot2" (Wickham *et al.* 2016). De individuele panelen zijn aan elkaar gestikt door de `plot_grid()` functie van het R-pakket "cowplot" (Wilke *et al.* 2019).

3 Resultaten

Kort samengevat laten de experimenten zien dat:

- Er was geen effect van het beheer op abiotische (fysische) bodemeigenschappen.
- Er was een interactie tussen grondsoort en beheer op de schimmel- en bacteriegemeenschappen: Gangbaar beheer veroorzaakte een heterogene bodembacteriegemeenschap en een homogenere bodemschimmelgemeenschap, terwijl biologische en geïntegreerde beheerstrategieën creëerden microbiële bodemgemeenschappen die geclusterd waren per grondsoort; d.w.z. bij biologische en geïntegreerd teelt waren de gemeenschappen verschillend per grondsoort.
- De grote aantallen van bepaalde microbiële geslachten in zowel bollen en bodem werden door grondsoort en beheer beïnvloed. Bijvoorbeeld: *Bacillus* en *Streptomyces* waren hoger in zandgronden, terwijl *Fusarium* en *Purpureocillium* (ziekten) hoger waren in kleigrond en het geslacht *Trichoderma* (een nuttige soort van schimmel) was hoger in bollen van biologische gronden.
- In het algemeen hadden beheerstechnieken (o.a. ploegdiepte, gebruik van gewasbeschermingsmiddelen) een effect op bodemeigenschappen, maar er was geen direct of indirect effecten van beheerstechnieken op de tulpenbolbiota. In plaats daarvan hadden abiotische en biotische bodemeigenschappen de grootste effect op tulpenbolbiota.
- Over het algemeen waren netwerken op kleigronden compacter, met enkele afzonderlijke knooppunten, terwijl zandbodems een lossere netwerk vertoonden, met meer afzonderlijke knooppunten.
- In kleigrond netwerken waren de bolmicro-organismen aanwezig in knooppunten die verschillend waren van de bolvormige chemische residuen, maar in zandnetwerken waren deze knooppunten verder van elkaar verwijderd en sommige bolvormige micro-organismen werden zelfs geassocieerd met bolchemicaliën residuen.
- Beheersregime-technieken vormden een duidelijk gedeeld knooppunt in zandbodems, maar niet in kleigronden. Dat betekent dat in zandbodems zijn interacties tussen schadelijke beheerstechnieken geïsoleerd van interacties met (o.a.) micro-organismen met waarschijnlijke positieve effecten op gewasweerbaarheid.

3.1 Abiotische bodemeigenschappen

Abiotische bodemeigenschappen lieten een verschil zien veroorzaakt door grondsoort (Tabellen 2-3). Cijfers voor de penetrometer, totaal N, N-leverend vermogen, totaal en beschikbaar S, totaal K, Ca en Mg en pH, organische C, organische stof, koolzure kalk, klei, silt, humus en Ca-bezetting waren hoger op kleigrond (Tabel 2). Cijfers voor zand, Mg-, K- en Na-bezetting waren hoger op zandgrond (Tabel 2). Alleen klei verschilde tussen beheerregime met de hoogste samenstelling in geïntegreerde velden en de laagste in biologische met gangbare velden tussen de andere twee soorten (Tabellen 2-3); dit resultaat is waarschijnlijk veroorzaakt door de bedrijfskeuze. Geen van de andere abiotische bodemeigenschappen lieten een effect van beheerregime zien en er waren geen interacties tussen beheerregime en grondsoort.

3.2 Biotische bodem- en bolleneigenschappen

Er waren een aantal eigenschappen die een effect van beheerregime, grondsoort en/of interacties tussen de twee toonden. Microbiële activiteit, schimmelbiomassa, plant-parasitaire nematoden en de Plant Parasite Index waren hoger in velden met kleigrond terwijl de nematode Maturity Index was hoger in zandgronden (Tabellen 2-5). De tulpenbollen nematodegemeenschappen toonde geen verschil tussen bodemsoort of beheerregime (Tabellen 6-7). Astigmatina en collembola populaties waren hoger in zandgrond (Tabellen 8-9), maar Astigmatina populaties waren hoger in zandgronden met biologisch en gangbaar beheer, maar deze verschillen verdwenen op kleigrond (significante bodemsoort × beheerregime interactie) (Figuur 1a). Collembola populaties waren hoger in gronden met geïntegreerd versus biologisch beheer, maar populaties in gangbare gronden lieten geen verschil met de andere zien (Figuur 1b).

De tulpvirussentoesen lieten een erg laag niveau van besmetting zien met in totaal maar bij vijf van de 90 geanalyseerd bollen een positieve toetsuitslag. Het symptoomloos lelievirus (LSV) werd alleen in twee bollen van één biologisch bedrijf gedetecteerd en het tulpenmozaïekvirus (TBV) was in twee bollen van één gangbaar bedrijf gevonden. Er zijn geen virussen gevonden in bollen van de geïntegreerde bedrijven. Vanwege de lage aantallen besmettende bollen was het niet mogelijk een statistische analyses uit te voeren of deze data in de netwerk en PLS-PM analyses te includeren.

De resultaten van de DNA sequencing van de bodem- en bollengemeenschap lieten verschillen tussen grondsoorten en/of beheer zien. Alle bodembacteriediversiteitmetingen (m.u.v. de Inverse Simpson) en de bodemschimmel Shannon en Inverse Simpson metrics waren hoger in klei- versus zandbodems (Figuren 2b, 3b, Tabel 10). Bulb fungal observed and Chao1 diversity metrics were higher in bulbs from hybrid and conventional farms versus organic farms (Figure 2a). Bollen Bacteriële diversiteit van de bollen werd niet door bodemsoort en beheer beïnvloedt (Figuur 2a, Tabel 10). Bollen bacteriële en schimmelgemeenschappen lieten geen effect van grondsoort en beheer zien (Figuren 2,3, Tabel 11). De bodem bacteriële gemeenschap was door grondsoort beïnvloed: gemeenschappen van kleigrond vormden een duidelijk cluster (Figuur 4b, Tabel 11). Niettemin was er een interactie tussen grondsoort en beheer want bacteriële gemeenschappen van biologische en geïntegreerde klei- en zandgronden hebben een duidelijk cluster gevormd, terwijl gemeenschappen van gangbare gronden een brede heterogeniteit vertoonden tussen bodemsoorten (Figuur 4b). Bodem schimmelgemeenschappen lieten vergelijkbare patronen zien met een paar verschillen: de schimmelgemeenschappen van biologische en geïntegreerde klei- en zandgronden hebben twee duidelijke clusters gevormd, terwijl gemeenschappen van gangbare klei- en zandgronden niet verschilden, maar een eigen duidelijk homogeen cluster gevormd (Figuur 5b).

De Deseq2 analyses lieten een aantal effecten van zowel grondsoort als beheer zien op bepaalde microbiële taxa (Figuren 6-9, Bijlage 6). Grondsoort had geen effect op de overvloed van bolbacterie, maar bij de bollen was de aanwezigheid van twee schimmelgeslachten hoger in zandgrond terwijl vier schimmelgeslachten meer voorkwamen in bollen van kleigrond (Figuur 6a). In totaal kwamen 52 bacteriegeslachten en zeven schimmelgeslachten meer voor in zandgrond en 11 bacteriegeslachten en tien schimmelgeslachten waren beter vertegenwoordigd in kleigrond (Figuur 6b, c). In het bijzonder viel op dat *Bacillus* en *Streptomyces* hoger waren in zandgronden, terwijl *Fusarium* en *Purpureocillium* hoger waren in kleigrond. Microbiële overvloeden verschilden afhankelijk van het beheer. De aanwezigheid van bacteriën van de familie Enterobacteriaceae (ASVs kunnen niet naar genus niveau bepaald worden) in tulpenbollen was hoger in zowel geïntegreerde als gangbare gronden in vergelijking tot biologische gronden en ook hoger in gangbare gronden in vergelijking met geïntegreerde (Bijlage 6). Twee schimmelgeslachten waren overvloediger en 20 waren lager in bollen van gangbare versus biologische gronden (Figuur 7a) en het geslacht *Trichoderma* was hoger in bollen van biologische gronden. Twee schimmelgeslachten waren overvloediger en 16 waren minder overvloedig (inclusief *Trichoderma*) in bollen van geïntegreerde versus biologische gronden (Figuur 7b) en zeven waren hoger en zes waren lager (inclusief *Botrytis* en *Fusarium*) in bollen van gangbare versus geïntegreerde gronden (Figuur 7c). Zeven bodembacteriegeslachten waren overvloediger en acht waren minder overvloedig (inclusief *Pseudomonas*) in gangbare versus biologische gronden (Figuur 8a) en acht waren hoger en 11 waren lager (inclusief *Pseudomonas*) in geïntegreerde versus biologische gronden (Figuur 8b) en vier waren hoger en tien waren lager in gangbare versus geïntegreerde gronden (Figuur 8c). Tenslotte waren 11 bodemschimmelgeslachten overvloediger (inclusief *Trichoderma*) en 15 waren minder overvloedig in gangbare versus biologische gronden (Figuur 9a) en tien waren hoger en 18 waren lager in geïntegreerde versus biologische gronden (Figuur 9b) en acht waren hoger en 11 waren lager in gangbare versus geïntegreerde gronden (Figuur 9c).

3.3 Eigenschappen van de beheersregimes

Vruchtwisseling was hoger op klei- versus zandgrond en op biologische gronden (Figuur 11a, Tabellen 12-13). Tevens was er een interactie tussen beheer en grondsoort want zandgronden met geïntegreerde en gangbare beheer hadden lagere vruchtwisseling in vergelijking met biologische zandgronden en alle gronden op kleigrond (Figuur 11a). Op zandgronden werden gronden langer door dezelfde teler gebruikt en gronden met biologische beheer werden langer door dezelfde teler gebruikt dan gronden met gangbaar beheer, maar er was geen verschil tussen geïntegreerde gronden en de andere twee soorten (Figuur 11b, Tabellen 12-13). De telersinterview lieten zien dat biologische telers geen fungiciden, herbiciden, insecticiden of nematiciden gebruikten (met uitzondering van één) (Figuur 12a, c, Tabel 14). Gangbare telers gebruikten meer gewasbeschermingsmiddelen in vergelijking met biologische (Figuur 12a, b, Tabellen 14-15). Meer herbiciden werden gebruikt bij gangbare en geïntegreerde telers (Figuur 12c, Tabellen 14-15).

Gemiddelde totale en fungiciden residuen in de bollen waren hoger in de gangbare gronden vergeleken met de biologische gronden, maar er was geen verschil tussen bollen van geïntegreerde gronden en de andere beheersregime (Figuur 12a, b, Tabellen 14-15). Totale en fungiciden residuen waren hoger in zand- en gangbare gronden en er was een interactie tussen grondsoort en beheer want geïntegreerde en gangbare zandgronden hadden hogere concentraties (versus biologische gronden op zand), maar dit verschil verdwijnt op kleigrond (Figuur 13a, b, Tabellen 14-15).

Veel antwoorden van de telers waren categorische of binair. Een selectie van deze antwoorden bevinden zich in Tabel 1. Uit de tabel wordt ook duidelijk dat op biologische bedrijven vaak stal mest wordt gebruikt (5 van 6 bedrijven). Bij geïntegreerde en gangbare telers gebruikten respectievelijk 1 van 6 en 2 van 6 telers stal mest.

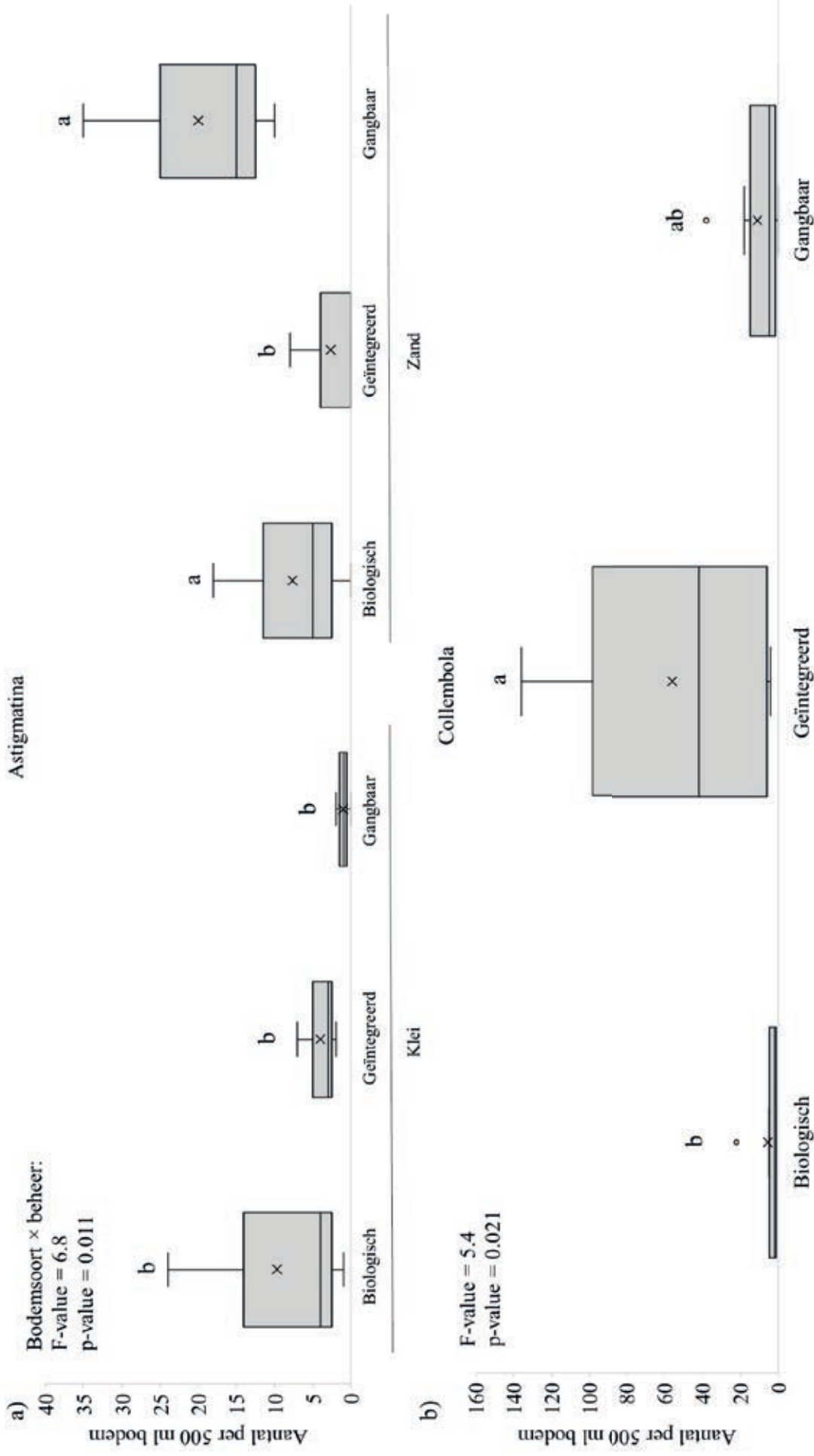
3.4 Partial Least Squares Path Model

Het uiteindelijke Partial Least-Squares Path Model liet zien dat abiotische en biotische bodemeigenschappen een significante variatie in de biota van de tulpenbol verklaren (Figuur 14, $R^2 = 0.66$). Beheer had een algemeen direct negatief effect op abiotische bodem eigenschappen (-0.47). Biotische bodemeigenschappen werden beïnvloed door een algemeen indirect effect van beheer (-0.63) en een indirect effect veroorzaakt door abiotische bodemeigenschappen (-0.05). (NB: Effecten van het beheer op abiotische en biotische bodemeigenschappen was de totaal effect over alle soorten van beheer- niet het effect van bepaalde beheersregime) Abiotische bodemeigenschappen hadden geen significant effect op biotische bodemeigenschappen (-0.11). Abiotische bodemeigenschappen hadden een negatief direct (-0.55) en indirect (-0.05) effect (door effecten op biotische eigenschappen) op de tulpenbolbiota. Biotische bodemeigenschappen lieten een zwak, bijna significant ($p < 0.10$) positief effect (0.42) op tulpenbolbiota zien. Beheer had geen direct effect op het tulpenbolbiota en alleen een zwak, niet-significant negatief effect (-0.38) veroorzaakt door de abiotische en biotische bodemeigenschappen. Alle oorspronkelijke en bootstrapped path coëfficiënten zijn in Bijlage 5 te vinden.

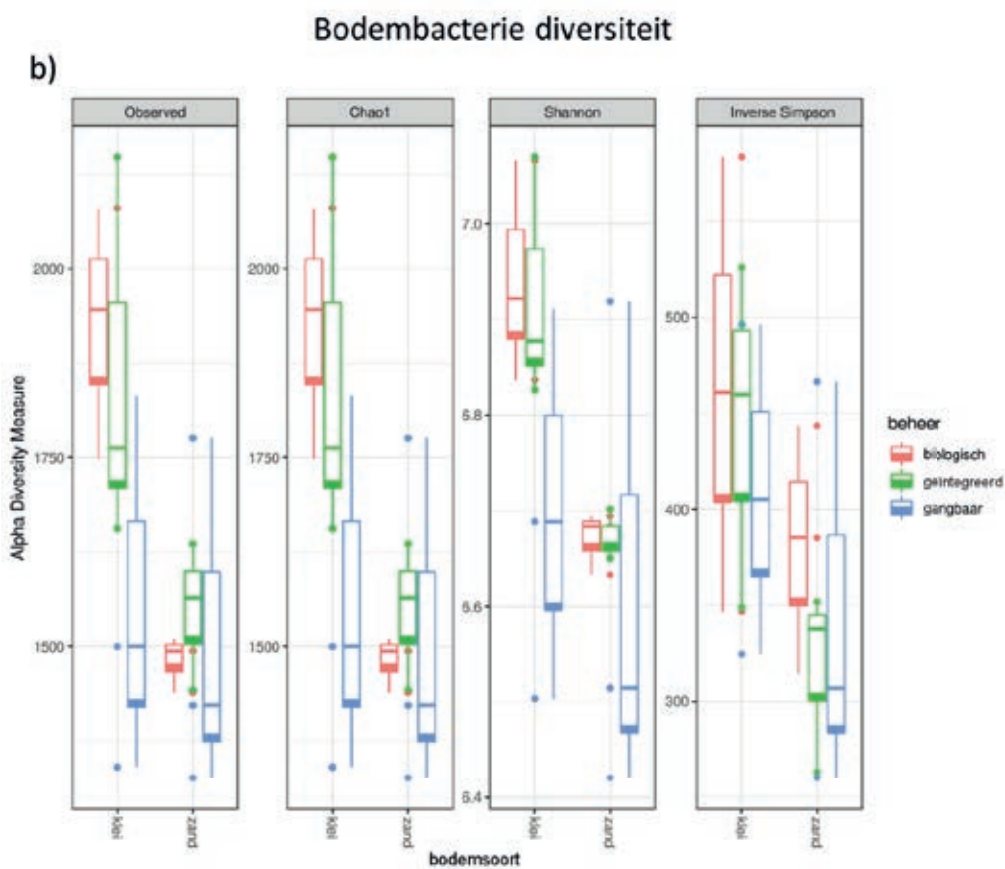
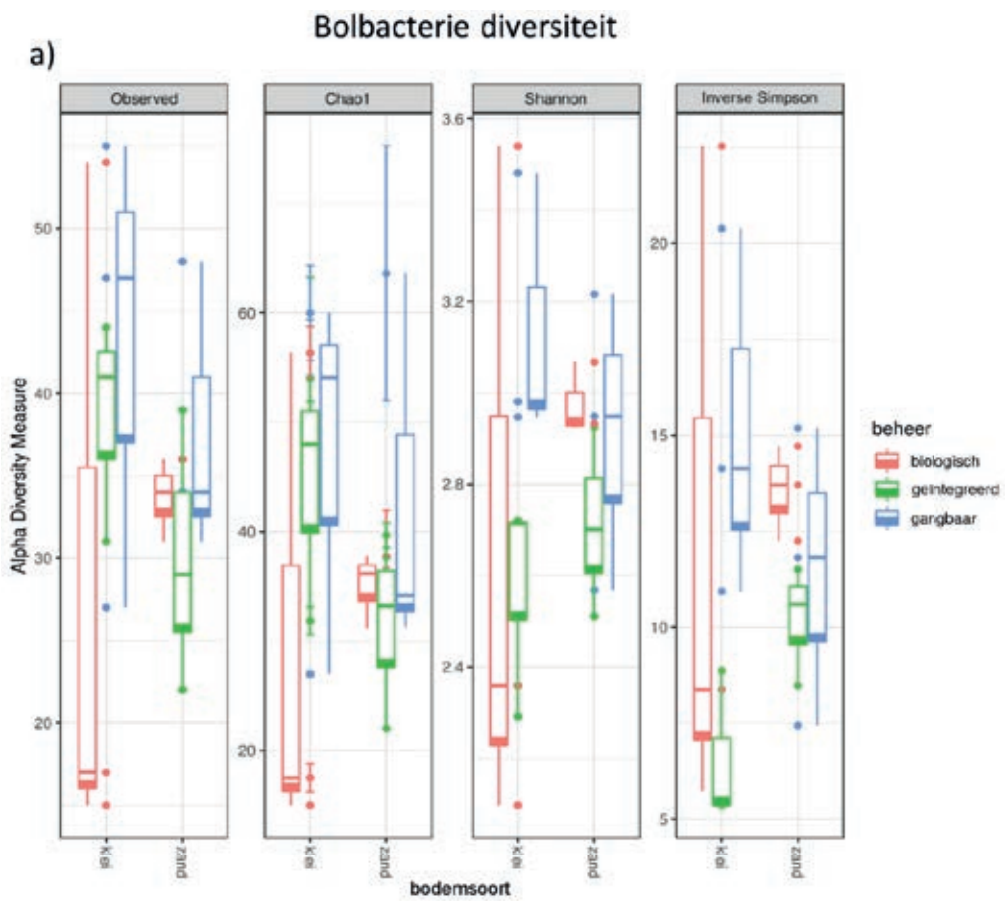
3.5 Netwerk analyses

Correlatie-heatmaps lieten talrijke significante correlatieve relaties zien tussen de verschillende variabelen. Details zijn te vinden in Bijlagen 7, 8.

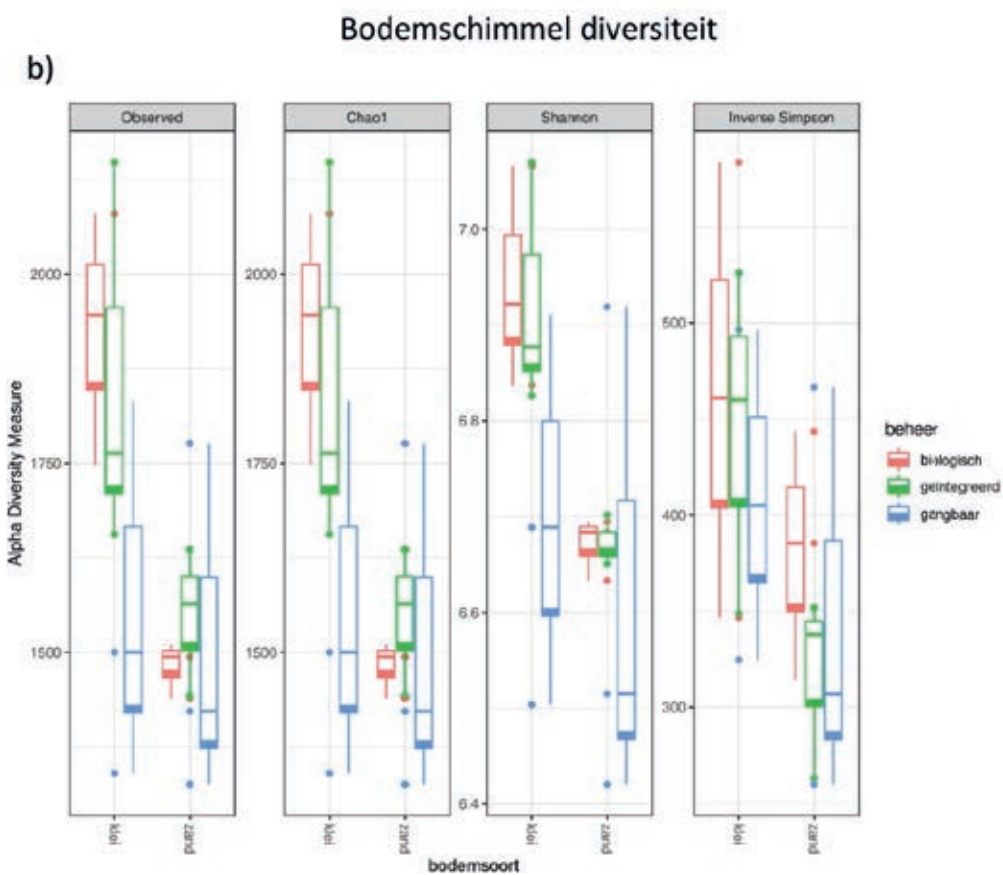
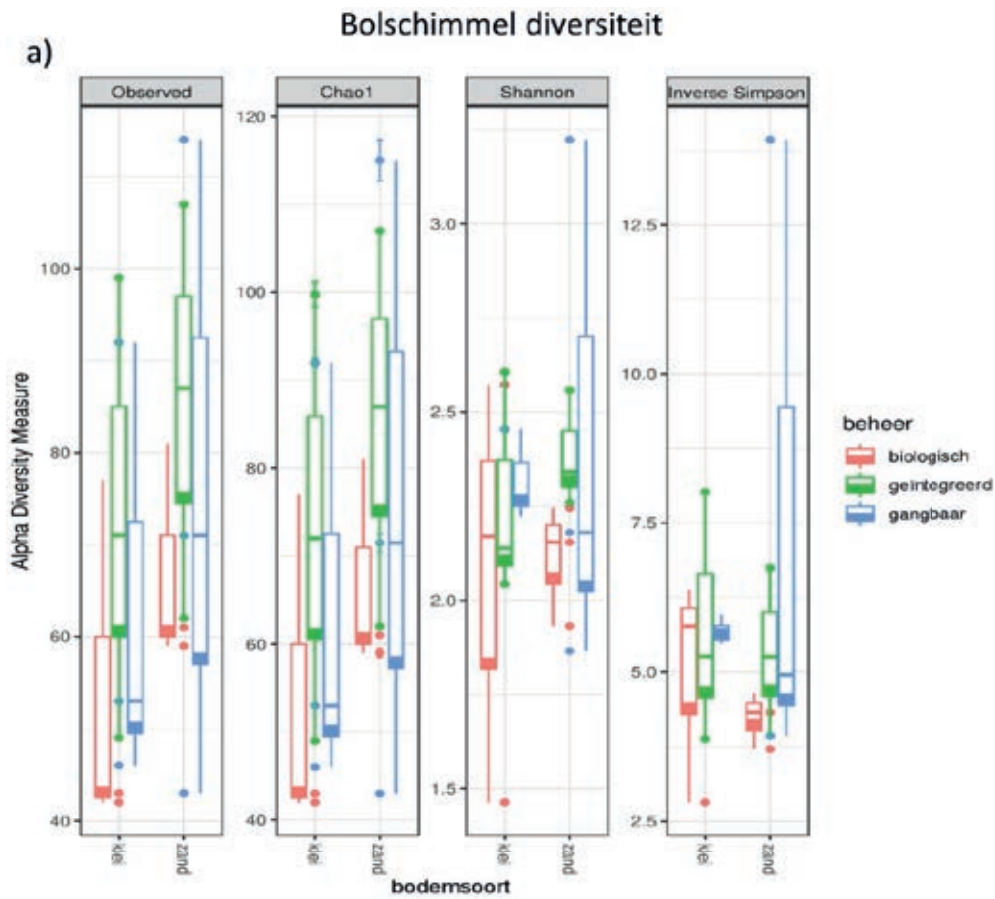
De netwerkanalyse van verschillende grondsoorten liet verbanden zien tussen abiotische en biotische bodemeigenschappen, beheersregime-technieken en tulpenbolbiota, die verschilden tussen zand- en kleigronden (Figuur 14, Bijlage 9). Hier bespreken we enkele van de meer opmerkelijke patronen die specifiek betrekking hebben op de biota van de tulpenbol. Over het algemeen waren netwerken op kleigronden compacter, met talrijke verbanden tussen vele variabelen en enkele afzonderlijke knooppunten, terwijl zandbodems een losser netwerk vertoonden, met minder verbanden tussen variabelen en meer verschillende, afzonderlijke knooppunten. Voor de tulpenbollen op kleigrond waren de netwerken van de bacteriële en schimmeltaxa aanwezig in knooppunten die verschild van de knooppunten voor de chemische residuen in de bollen, maar er waren een aantal micro-organismen die sterk geassocieerd waren met de chemische residuen in bol- en bodem. In de zandnetwerken daarentegen waren de micro-organismen van de bollen aanwezig in knooppunten die verder van elkaar verwijderd waren en sommige werden zelfs geassocieerd met chemicaliën residuen van de bollen, maar in algemeen waren er mindere verbindingen tussen de chemische residuen in de bol- en bodem en de micro-organismen. Verder waren bollennematoden in kleigronden losser geclusterd, terwijl ze in zandbodems strakker geclusterd waren. Beheersregime-technieken (d.w.z. chemische residuen, ploegdiepte, vruchtwisseling) vormden een duidelijk knooppunt in zandbodems, maar in kleigronden vielen deze parameters uiteen in verschillende knooppunten. De zes afbeeldingen aan de rechterkant in Figuur 14 laten paarsgewijze vergelijkingen zien van hoe de waarden van de gemeten parameters veranderden tussen verschillende beheersregimes in klei- en zandbodems. Veel van de veranderingen tussen het beheersregime waren vergelijkbaar tussen zand- en kleigronden.



Figuur 1 Aantal Astigmatina mijten (a) en collembola (b) in de bodem in tulpengronden met biologische, geïntegreerde en gangbare beheer op klei- en zandbodem. In elke afbeelding verschillen de balken met verschillende letters statistisch van elkaar. Complete statistische analyses staan in Tabellen 8-9.



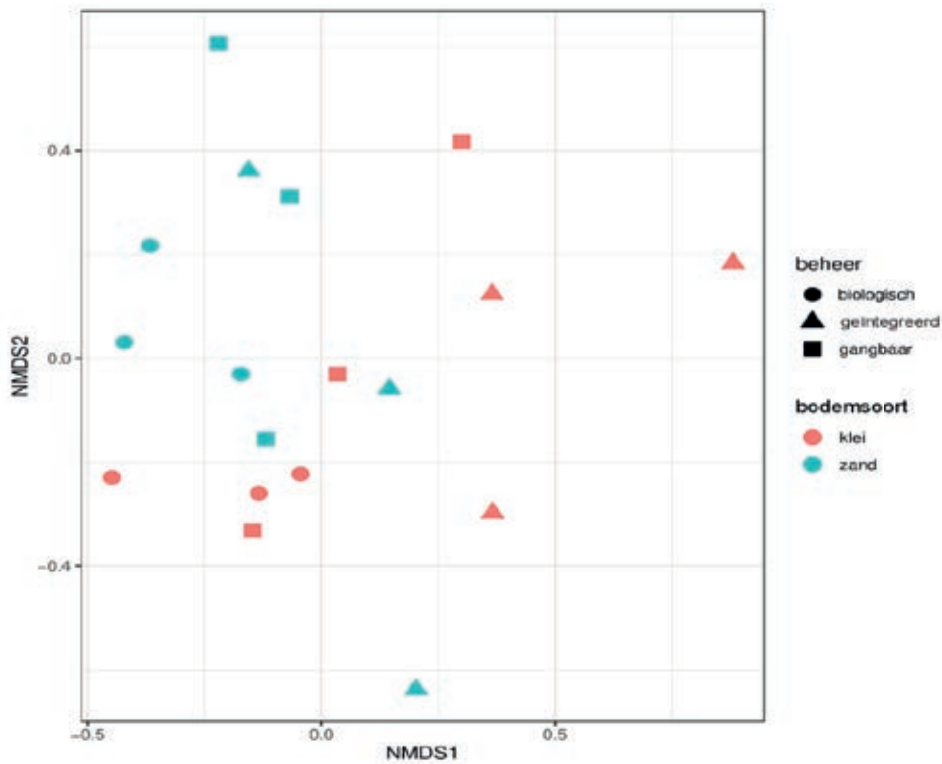
Figuur 2 Bollen (a) en bodem (b) bacteriële diversiteit in monsters van tulpengronden met biologisch, geïntegreerd en gangbaar beheer op klei- en zandgrond. Complete statistische analyses staan in Tabel 10.



Figuur 3 Bollen (a) en bodem (b) schimmel diversiteit in monsters van tulpengronden met biologisch, geïntegreerd en gangbaar beheer op klei- en zandgrond. Complete statistische analyses staan in Tabel 10.

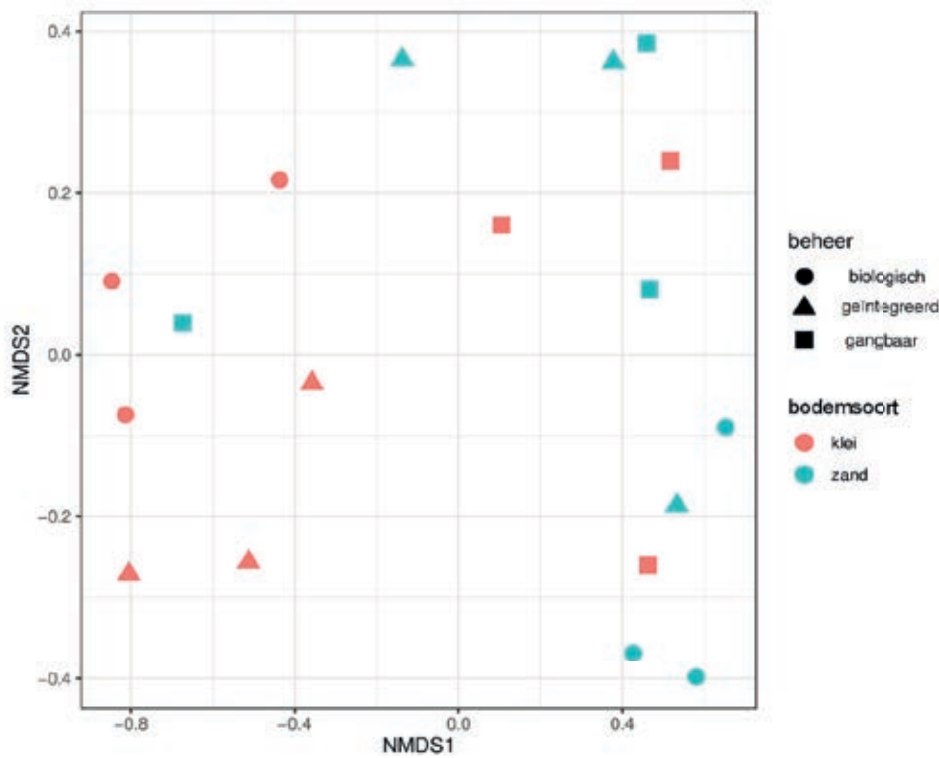
Bolbacterie gemeenschap

a)

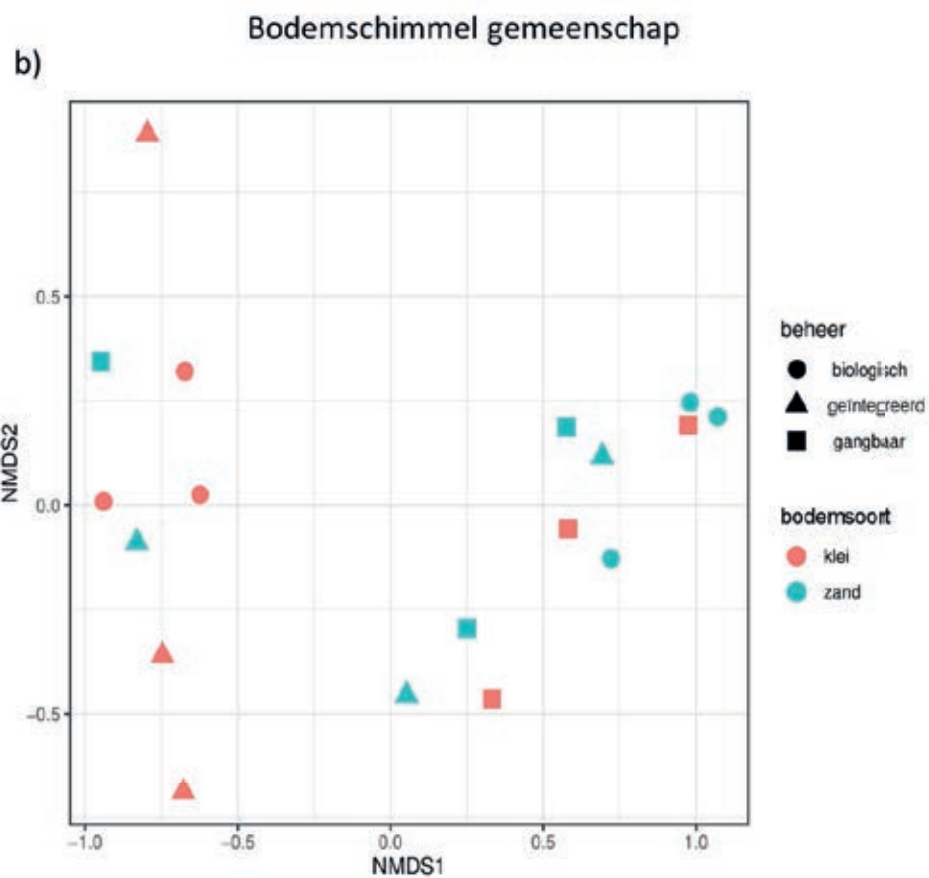
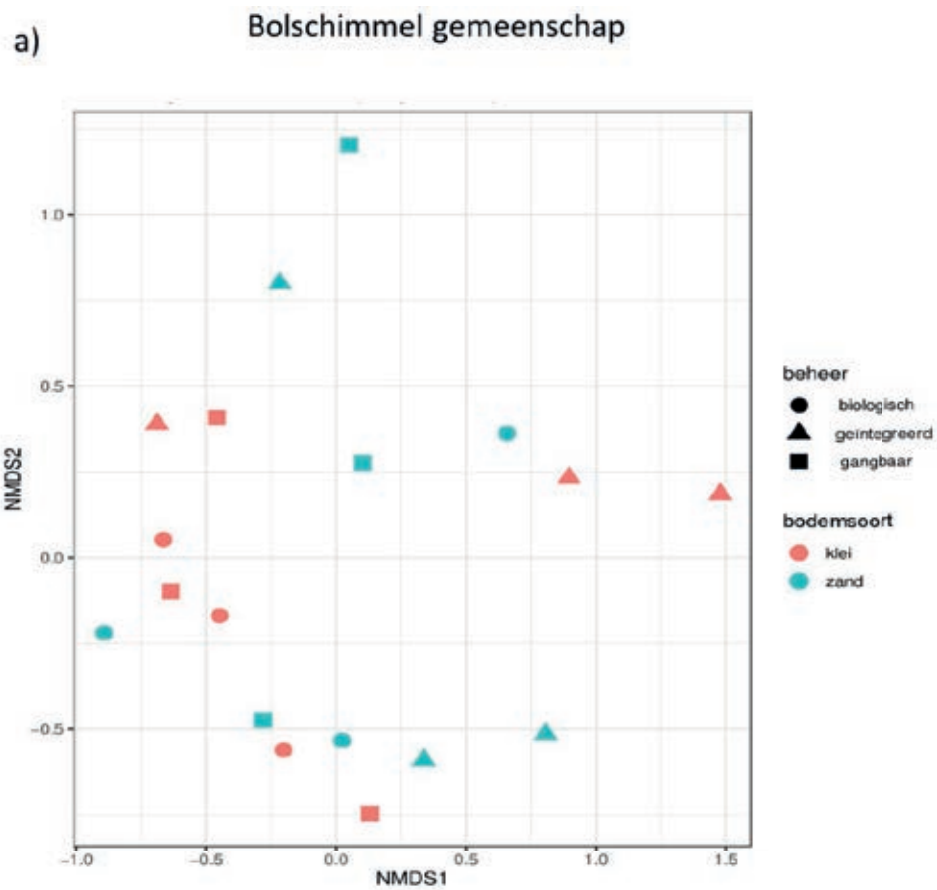


Bodembacterie gemeenschap

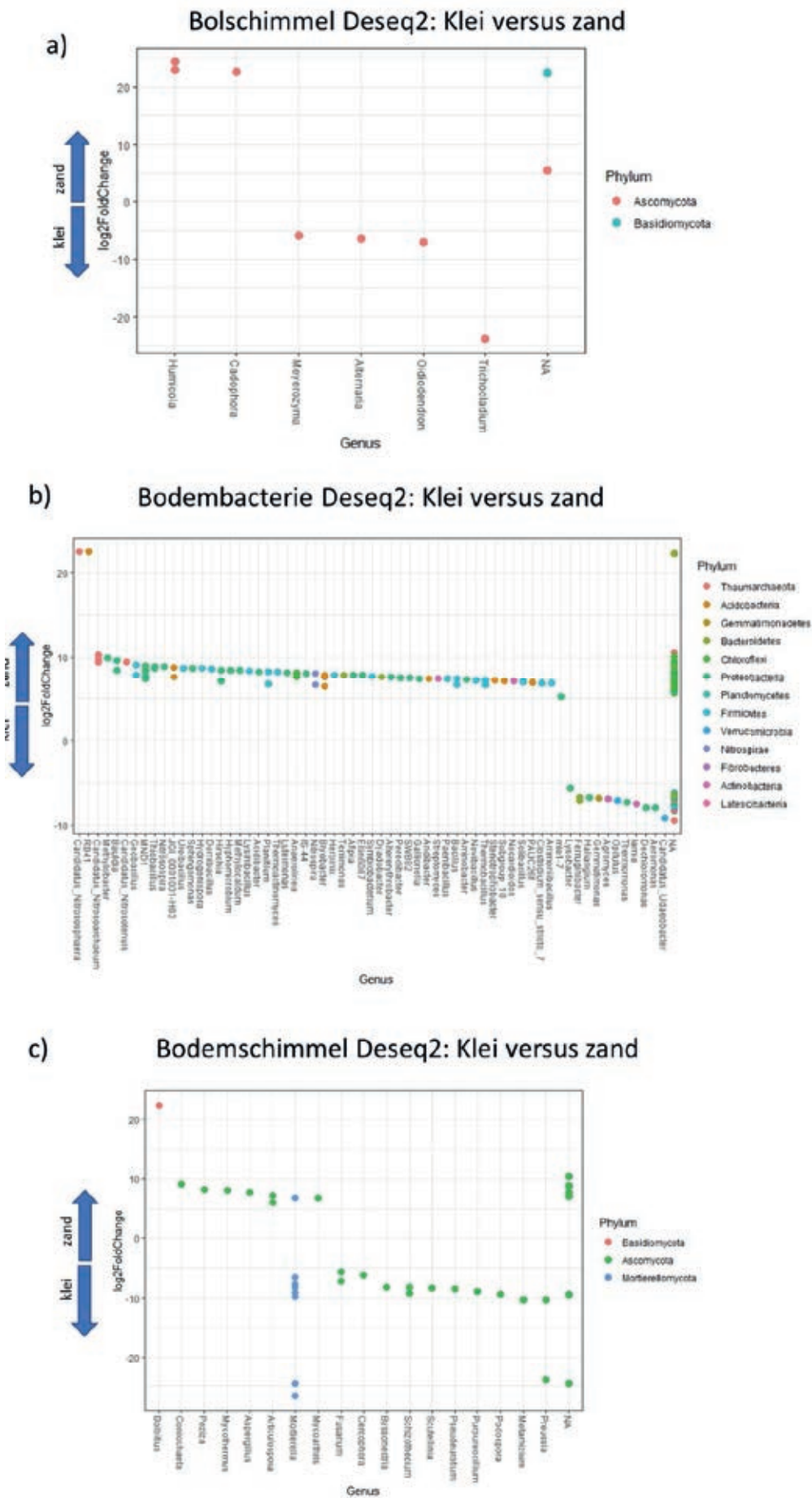
b)



Figuur 4 Samenstelling van de bollen (a) en bodem (b) bacteriële gemeenschap in monsters van tulpengronden met biologisch, geïntegreerd en gangbaar beheer op klei- en zandgrond. Complete statistische analyses staan in Tabel 11.

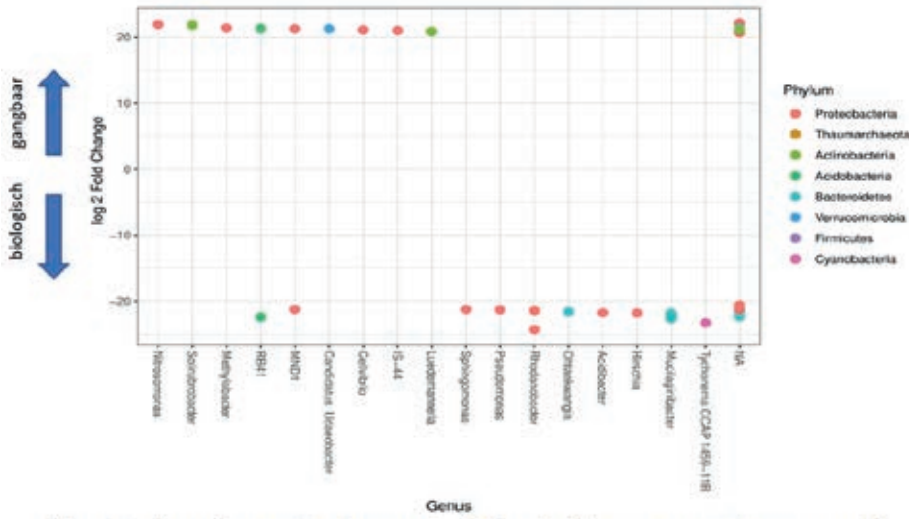


Figuur 5 Samenstelling van de bollen (a) en bodem (b) schimmel gemeenschap in monsters van tulpengronden met biologisch, geïntegreerd en gangbaar beheer op klei- en zandgrond. Complete statistische analyses staan in Tabel 11.

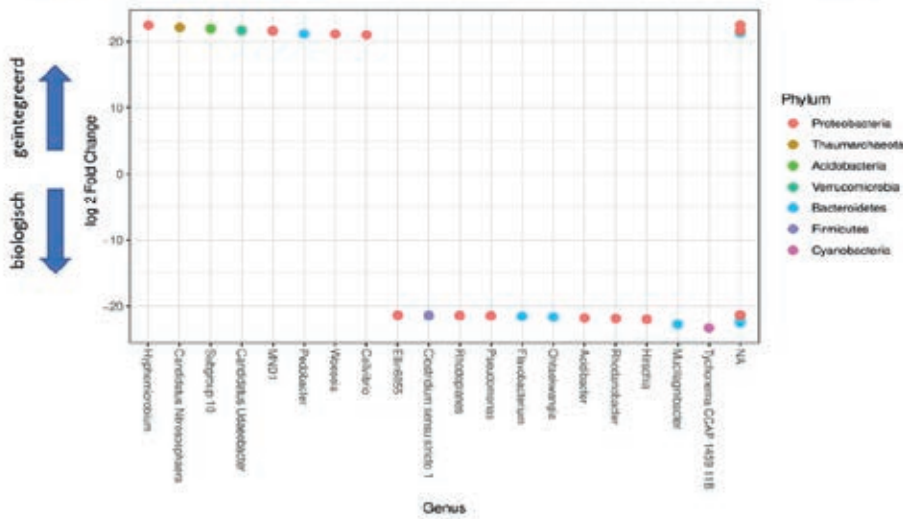


Figuur 6 Bollen (a) en bodem (b) schimmel Deseq2 analyses voor een vergelijking van de verschillen in taxa tussen tulpengronden op klei- en zandgrond. Complete statistische analyses staan in Bijlage 6.

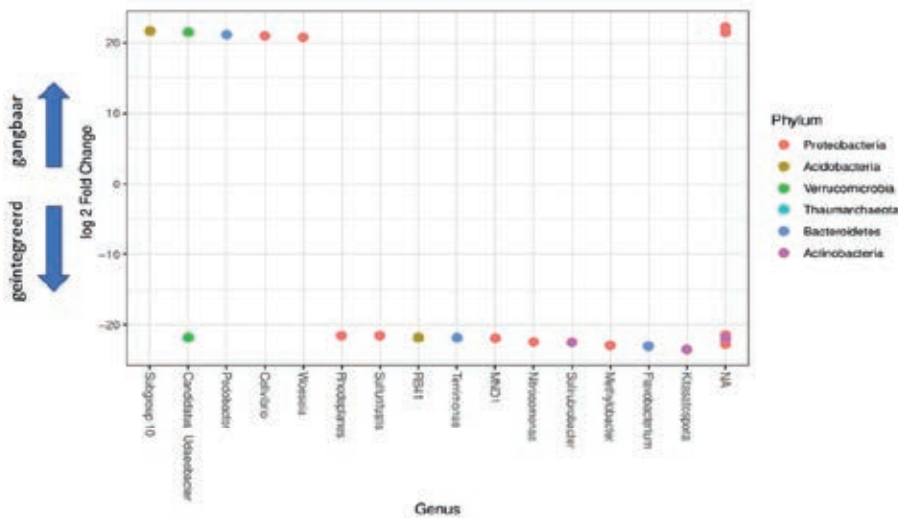
a) Bodembacterie Deseq2: biologisch versus gangbaar



b) Bodembacterie Deseq2: biologisch versus geïntegreerd

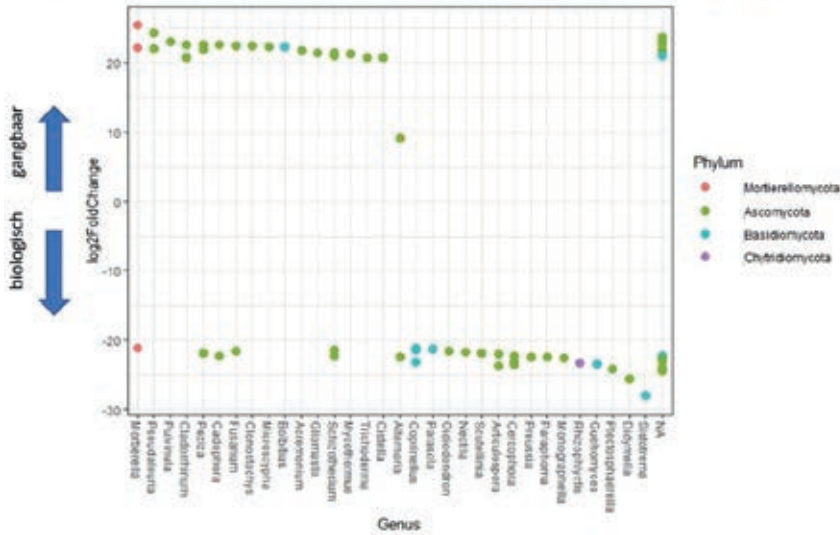


c) Bodembacterie Deseq2: geïntegreerd versus gangbaar

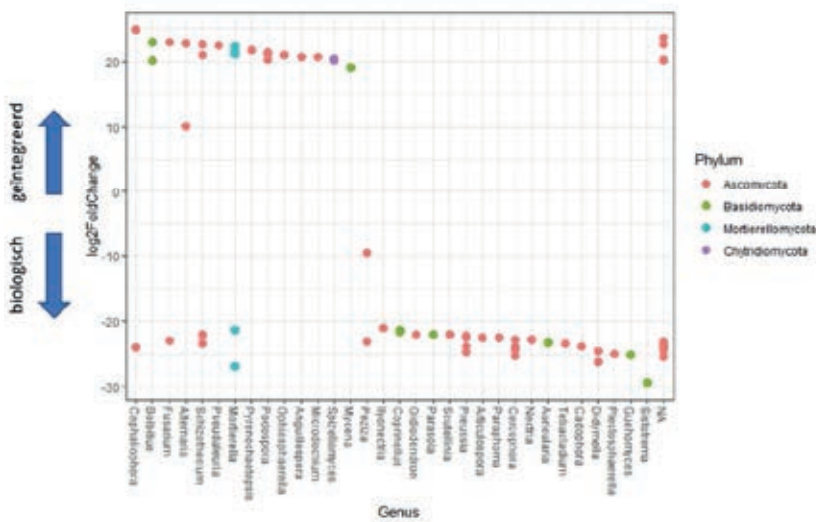


Figuur 8 Bodem bacteriële Deseq2 analyses vergelijken verschillen in taxa biologisch versus gangbaar (a), biologisch versus geïntegreerd (b) en geïntegreerd versus gangbaar (c) beheer. Complete statistische analyses staan in Bijlage 6.

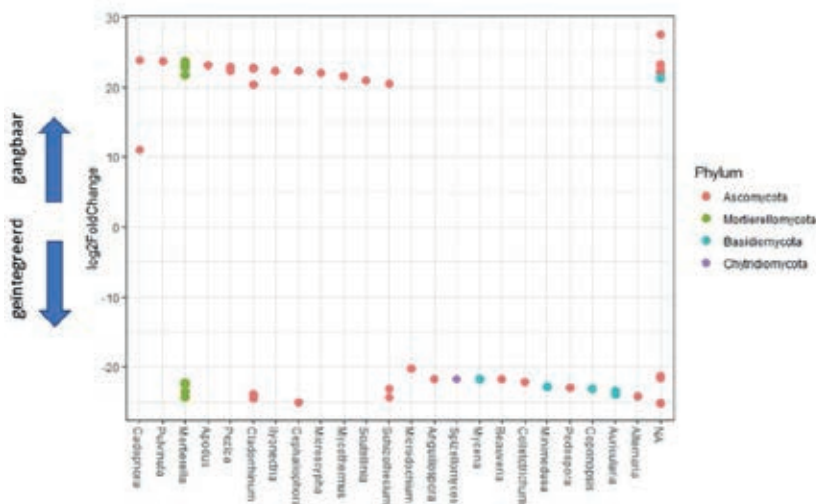
a) Bodenschimmel Deseq2: biologisch versus gangbaar



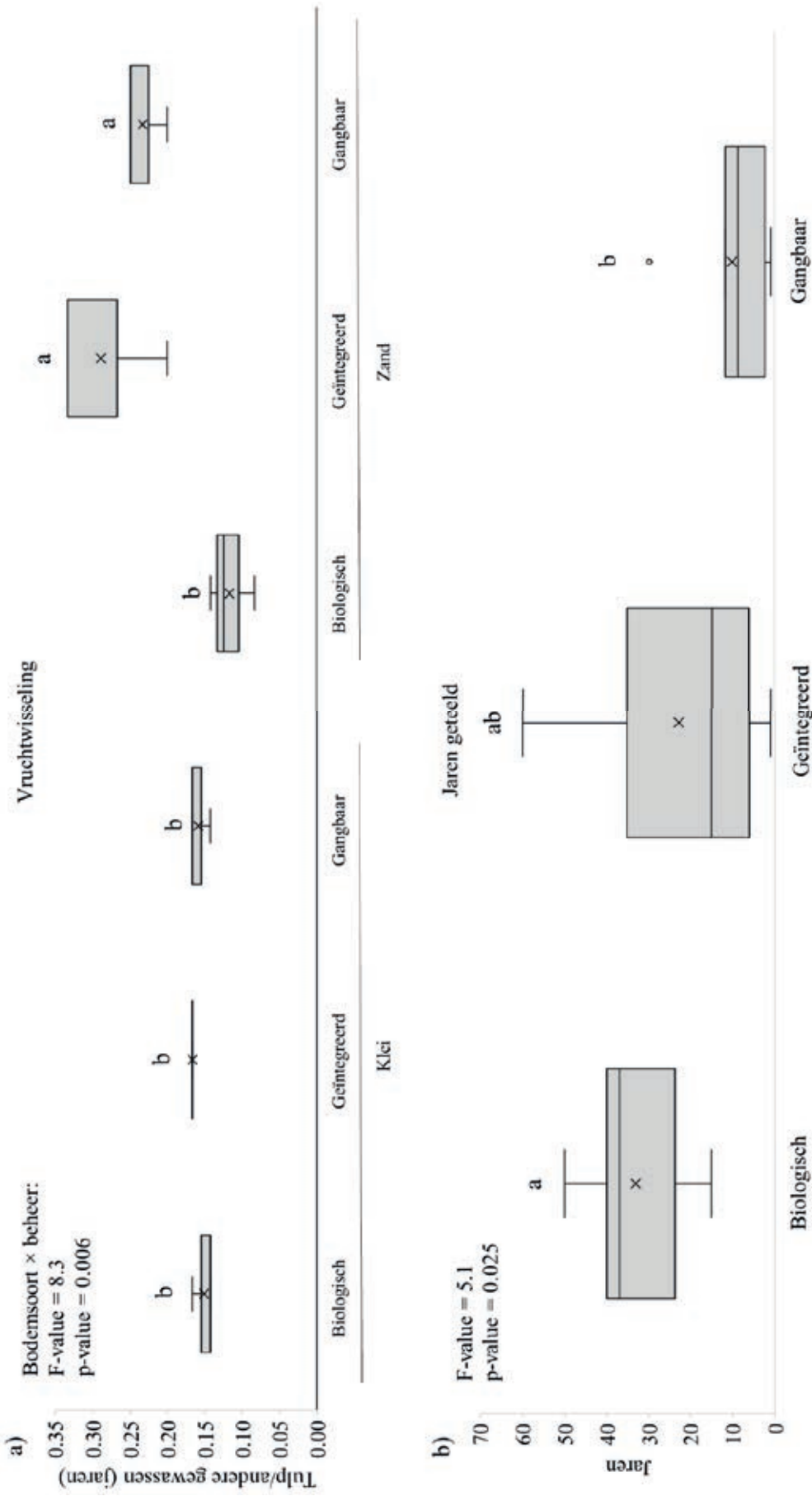
b) Bodenschimmel Deseq2: biologisch versus geïntegreerd



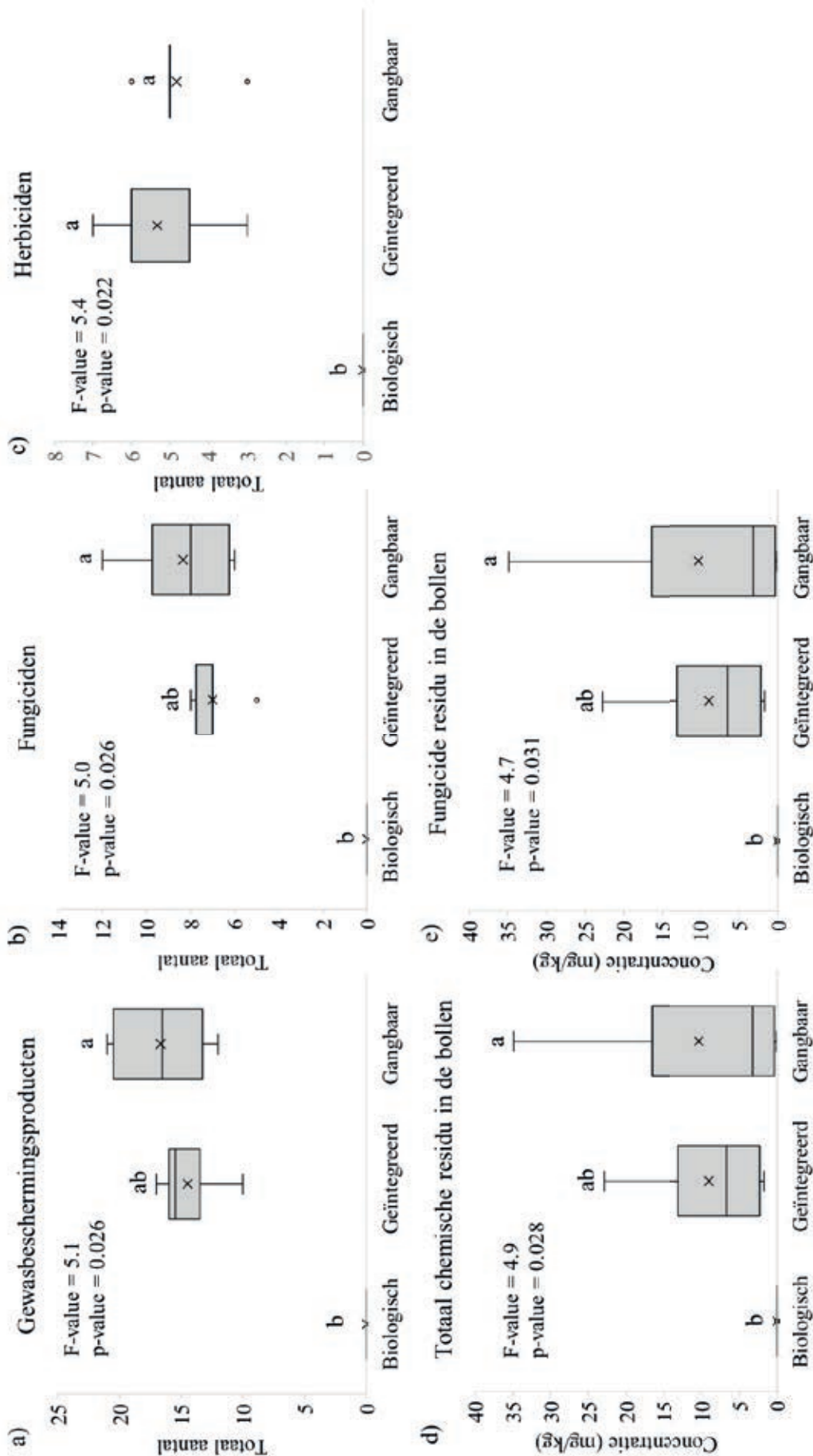
c) Bodenschimmel Deseq2: geïntegreerd versus gangbaar



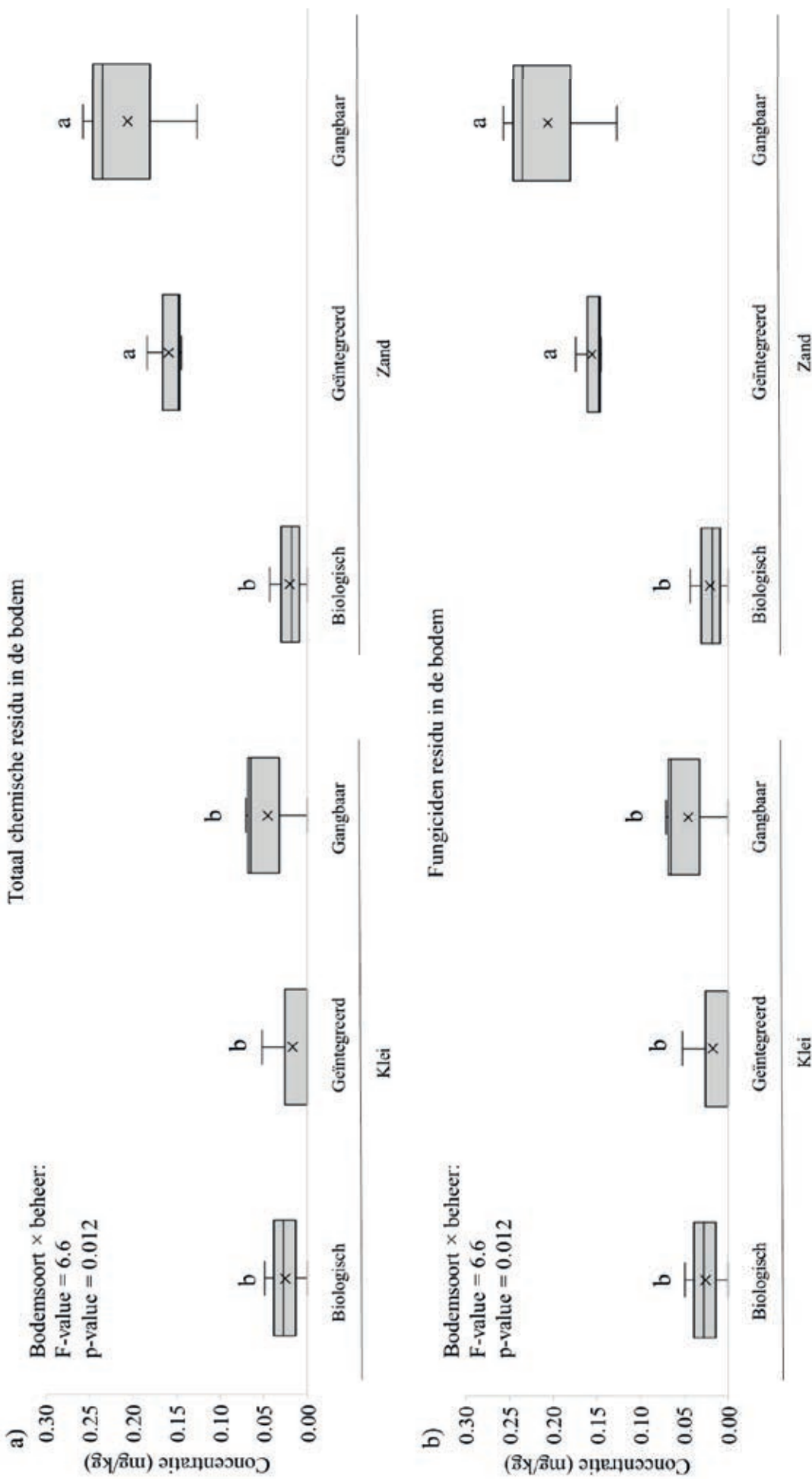
Figuur 9 Bodem schimmel Deseq2 analyses vergelijken verschillen in taxa biologisch versus gangbaar (a), biologisch versus geïntegreerd (b) en geïntegreerd versus gangbaar (c) beheer. Complete statistische analyses staan in Bijlage 6.



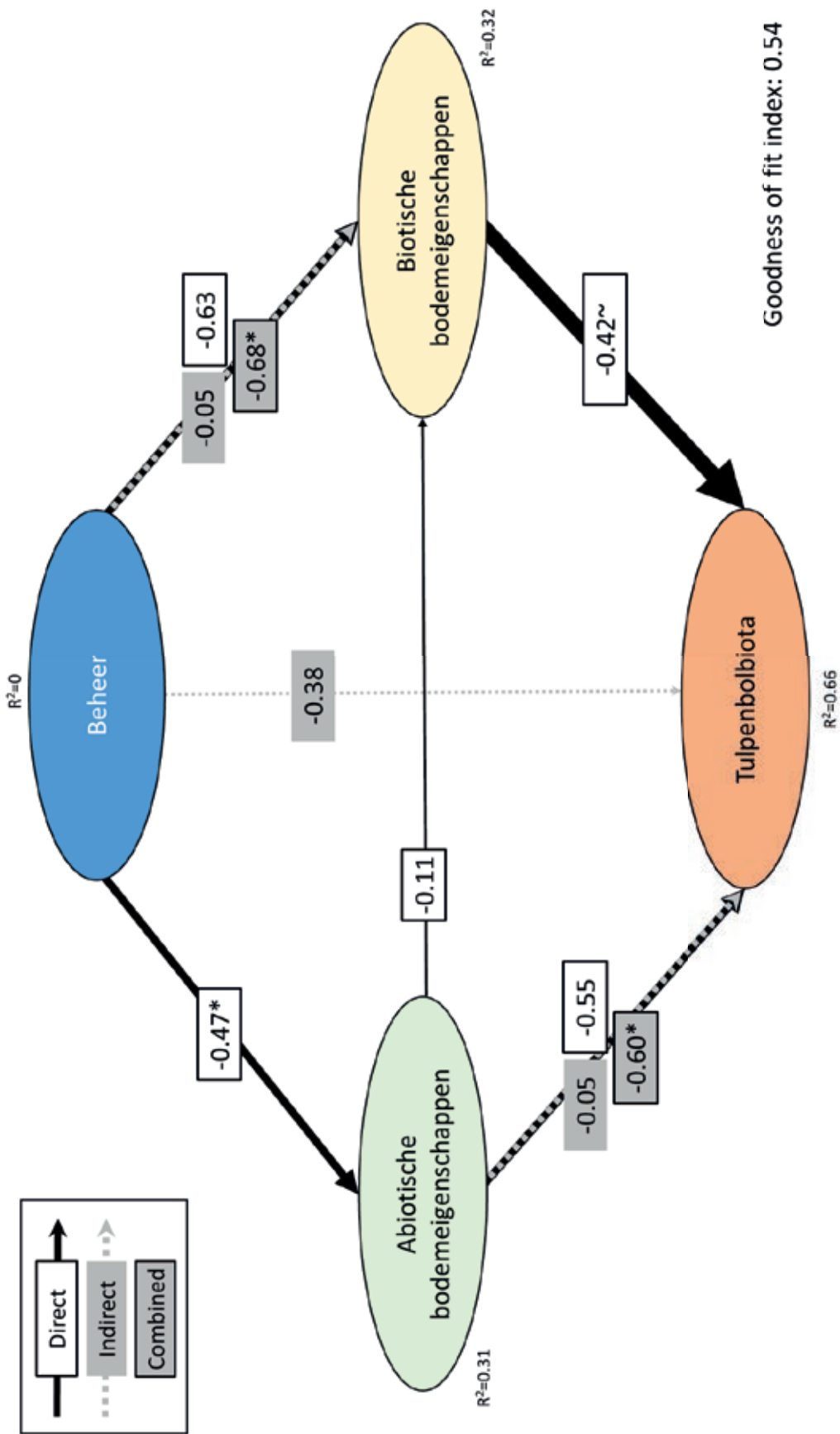
Figuur 10 Vruchtwisselingswaarde (a) en jaren geteeld in tulpengronden met biologisch, geïntegreerd en gangbaar beheer op klei- en zandgrond (b). Voor vruchtwisseling duiden kleinere waarden op een groter aantal jaren tussen de tulpenteelt en andere gewassen. In elke afbeelding verschillen de balken met verschillende letters statistisch van elkaar. Complete statistische analyses staan in Tabellen 12-13.



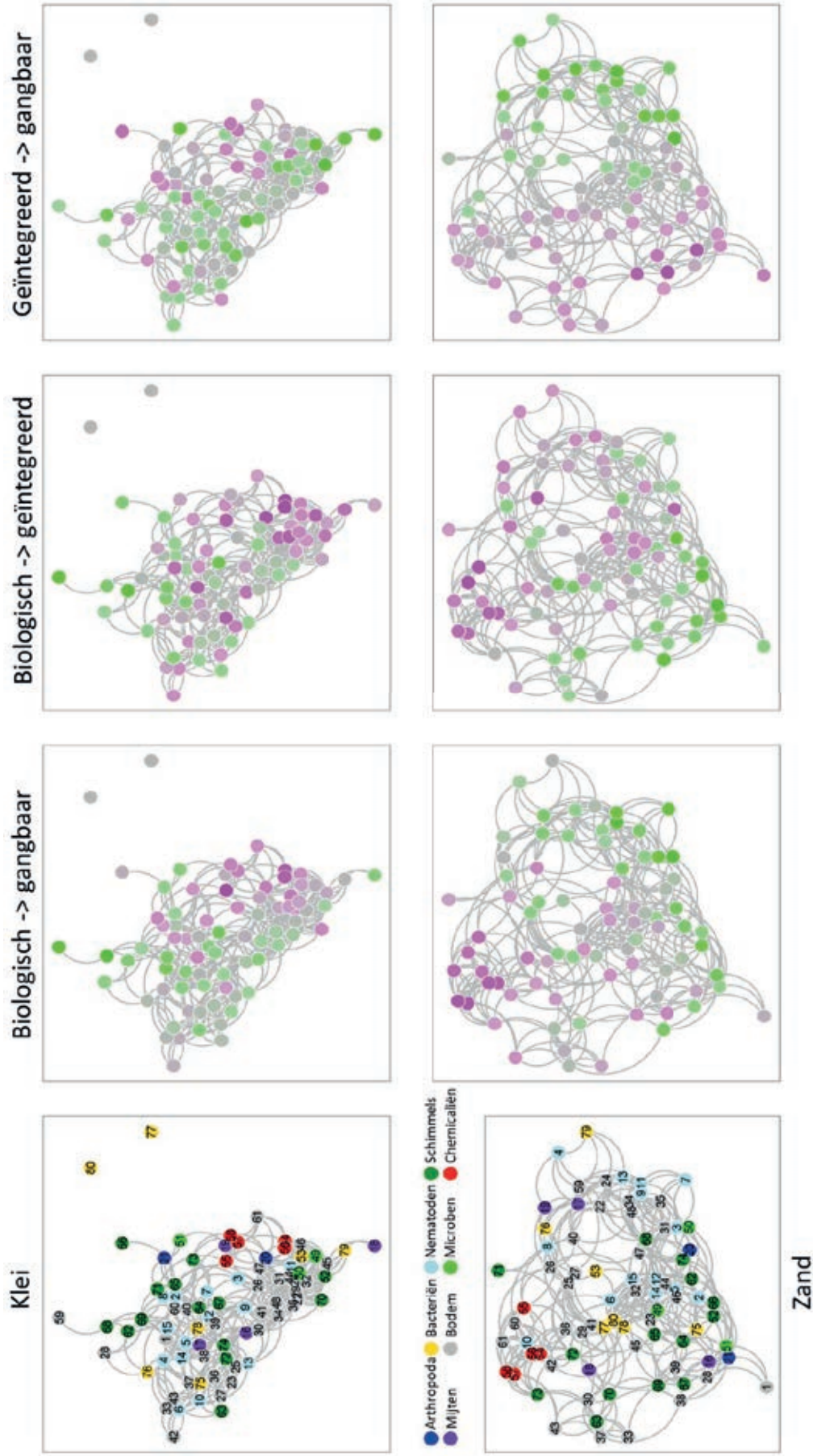
Figuur 11 Totaal aantal gewasbeschermingsmiddelen (a), fungiciden (b), herbiciden (c) gebruikt bij de tulpentelers en concentraties van totaal chemische residu (d) en fungicide residu (e) in de tulpenbollen van tulpenvelden met biologisch, geïntegreerd en gangbaar beheer op klei- en zandgrond. In elke afbeelding verschillen de balken met verschillende letters statistisch van elkaar. Complete statistische analyses staan in Tabellen 14-15.



Figuur 12 Totaal chemische residu (a) en fungiciden residu (b) in de grond monsters van de tulpenveld met biologisch, geïntegreerd en gangbaar beheer op klei- en zandgrond. In elke afbeelding verschillen de balken met verschillende letters statistisch van elkaar. Complete statistische analyses staan in Tabellen 14-15.



Figuur 13 Een Partial Least-Squares Path Model dat de relaties tussen beheer, abiotische en biotische bodemeigenschappen en tulpenbolbiota in tulpengronden met biologisch, geïntegreerd en gangbaar beheer op klei- en zandgrond. De dichtheid van de peilen toont de kracht van de oorzakelijke verbanden en de standaardiseerde path coëfficiënten ($\sim p < 0.01$; $*p < 0.05$; $**p < 0.01$; $***p < 0.001$). R^2 values tonen de verklaarde variantie van de response variabelen. De gemeten indicator variabelen en hun respectievelijke zwaarte waaruit elke reflecterende latente variabele bestaat, zijn te vinden in Bijlage 4-6.



Figuur 14 Netwerkanalyse die de interacties toont tussen abiotische en biotische eigenschappen van de bodem en de biota van tulpenbollen in klei- en zandgronden (linker twee panelen). De specifieke namen van alle responsvariabele, die getoond worden binnen de cirkels, zijn in Bijlage 8 te vinden. De zes rechter afbeeldingen tonen paarsgewijze vergelijkingen tussen twee beheersregimes. Groen kleuren duiden op een hogere overvloedigheid in gronden met het eerstgenoemde beheersregime en paarse kleuren op een hogere overvloedigheid in gronden met het tweede genoemde beheer. Helderere kleuren geven een hogere overvloedigheid aan.

Hieronder staan de tabellen met de statistische resultaten. De kolom genaamd "Df" toont de degrees of freedom; dit is een statische meting van het aantal behandelingen en herhalingen. De kolom genaamd "F-value" toont of het verschil tussen de behandelingen significant is; in het algemeen geeft een groter F-value aan dat er sprake is van significante verschillen. De kolom "p-value" toont eveneens of het verschil tussen de behandelingen significant is. Een p-value kleiner als 0.05 betekent dat een significant verschil aanwezig is.

Tabel 1

Bemonsterde tulpenkwekerijen, beheer, bodemtype, tulpencultivar, GPS-coördinaties en antwoorden om geselecteerde categorische en binaire interviewvragen.

Beheer	Bodem	Tulpencultivar	GPS-coördinaties	Land eigen of gehuurd	Gewas vorig jaar	Groenbemester	Stal-mest	Cham-post	Stro (ton/ha)	Grond-bewerking
geïntegreerd	zand	Makarska	52° 49.2' N, 4° 43.3' E	Eigen	Tulp	Nee	Nee	Nee	7	Ploegen
biologische	zand	Salmon Impression	52° 46.8' N, 4° 42.3' E	Eigen	Grasklaver	Grasklaver	Ja	Nee	Nee	Geen
biologische	zand	Swiss Dream	52° 34.0' N, 4° 41.2' E	Gehuurd	Krokus	Gemengde	Ja	Nee	14	Spitten
geïntegreerd	zand	Merlot	52° 47.3' N, 4° 42.5' E	Eigen	Tulp	<i>Raphanus sativus</i> subsp. <i>Oleiferus</i>	Ja	Nee	5.6	Ploegen
biologische	klei	Yokohama	52° 44.1' N, 5° 06.9' E	Eigen	Gras	Nee	Ja	Nee	Nee	Ploegen
gangbaar	klei	Bo Royal Pink	52° 39.0' N, 5° 50.0' E	Gehuurd	Tarwe	Nee	Nee	Nee	Nee	Spitten
biologische	zand	Leijten	52° 37.2' N, 5° 50.8' E	Eigen	Witlof	<i>Tagetes</i> spp.	Ja	Nee	Nee	Ploegen
geïntegreerd	zand	van Eijk	52° 54.7' N, 4° 43.4' E	Eigen	Narcis	<i>Avena strigosa</i>	Nee	Nee	6.5	Ploegen
geïntegreerd	klei	Queen of Night	52° 52.4' N, 4° 44.2' E	Gehuurd	Spitskool	<i>Avena strigosa</i>	Nee	Nee	6.5	Ploegen
gangbaar	zand	Big Smile	52° 51.3' N, 4° 47.2' E	Eigen	Lelie	<i>Avena strigosa</i>	Nee	Nee	7.5	Ploegen
geïntegreerd	klei	Lech Walesa	52° 45.3' N, 4° 49.8' E	Gehuurd	Gras	Gras	Nee	Nee	Nee	Spitten
geïntegreerd	klei	Honey Moon	52° 45.2' N, 4° 48.9' E	Eigen	Gras	Gras	Nee	Nee	Nee	Spitten
biologische	klei	Synaeda blue	52° 42.3' N, 5° 02.2' E	Eigen	Gras	Gras	Ja	Nee	Nee	Ploegen
gangbaar	zand	Denmark	52° 52.7' N, 4° 47.4' E	Eigen	Fresia	Nee	Ja	Nee	7	Ploegen
gangbaar	klei	Kung Fu	52° 44.5' N, 5° 01.5' E	Gehuurd	Gras	Gras	Nee	Nee	Nee	Spitten
gangbaar	klei	Red Ranger	52° 43.2' N, 4° 58.0' E	Gehuurd	Gras	Gras	Nee	Nee	Nee	Spitten
biologische	klei	Candy Princess	52° 29.1' N, 5° 48.4' E	Gehuurd	Krokus	Grasklaver	Nee	Nee	Nee	Ploegen
gangbaar	klei	Jan Seignette	52° 24.1' N, 5° 25.9' E	Gehuurd	Wintertarwe	Gras	Nee	Nee	Nee	Ploegen

Tabel 2

Resultaten van chemische, fysische en biologische bodemeigenschappen van monsters van tulpenkwekerijen op klei- en zandgrond met biologisch, geïntegreerd en gangbaar beheer. Data weergegeven zijn gemiddelde \pm standaardfout (s.e.). Eenheden uitgedrukt in kilogrammen per 100 m² tenzij anders vermeld.

	Klei			Zand		
	Biologisch	Geïntegreerd	Gangbaar	Biologisch	Geïntegreerd	Gangbaar
Penetrometer (1-10)	7,9 \pm 1,4	5,6 \pm 1,0	4,7 \pm 0,7	3,5 \pm 1,5	2,0 \pm 1,0	2,8 \pm 0,7
N-totale bodemvoorraad	75,0 \pm 15,0	80,0 \pm 7,6	78,3 \pm 18,8	33,3 \pm 1,7	35,0 \pm 10,0	28,3 \pm 3,3
C:N-ratio	11,0 \pm 1,0	10,0 \pm 0,6	10,0 \pm 0,6	9,3 \pm 0,3	9,3 \pm 0,7	9,3 \pm 0,3
N-leverend vermogen	2,1 \pm 0,4	2,3 \pm 0,3	2,5 \pm 0,4	1,0 \pm 0,1	1,1 \pm 0,1	0,9 \pm 0,1
S-totale bodemvoorraad	21,7 \pm 5,7	32,7 \pm 10,9	19,7 \pm 44,0	16,0 \pm 8,5	7,0 \pm 0,6	6,7 \pm 0,3
C:S-ratio	40,3 \pm 8,9	30,3 \pm 9,6	39,7 \pm 9,2	29,0 \pm 11,0	46,7 \pm 2,4	41,7 \pm 3,8
S-leverend vermogen	0,4 \pm 0,0	0,5 \pm 0,0	0,4 \pm 0,0	0,3 \pm 0,1	0,2 \pm 0,0	0,2 \pm 0,0
P-bodemvoorraad	7,0 \pm 1,2	6,0 \pm 0,6	5,7 \pm 1,7	9,3 \pm 1,2	7,0 \pm 1,2	7,3 \pm 1,2
K-bodemvoorraad	7,0 \pm 0,8	7,6 \pm 0,9	6,8 \pm 1,3	4,4 \pm 1,1	4,0 \pm 0,2	4,2 \pm 0,4
Ca-bodemvoorraad	121,3 \pm 13,0	116,0 \pm 9,5	105,3 \pm 6,1	29,3 \pm 2,6	26,0 \pm 1,7	27,3 \pm 4,2
Mg-bodemvoorraad	4,9 \pm 0,7	5,9 \pm 0,1	5,4 \pm 1,5	2,1 \pm 0,4	2,1 \pm 0,1	1,7 \pm 0,1
Na-bodemvoorraad	0,9 \pm 0,2	1,1 \pm 0,1	0,9 \pm 0,2	1,0 \pm 0,5	0,9 \pm 0,1	0,9 \pm 0,1
Zuurgraad (pH)	7,4 \pm 0,1	7,4 \pm 0,1	7,4 \pm 0,1	6,9 \pm 0,3	6,9 \pm 0,1	6,9 \pm 0,3
C-organisch (%)	2,7 \pm 0,7	2,4 \pm 0,1	2,4 \pm 0,6	0,9 \pm 0,1	0,9 \pm 0,1	0,8 \pm 0,1
Organische stof (%)	5,1 \pm 1,2	4,7 \pm 0,4	4,7 \pm 1,4	1,9 \pm 0,3	1,8 \pm 0,1	1,5 \pm 0,2
C:OS ratio	0,5 \pm 0,0	0,5 \pm 0,0	0,5 \pm 0,0	0,5 \pm 0,0	0,5 \pm 0,0	0,5 \pm 0,0
Koolzure kalk (%)	4,9 \pm 1,0	7,0 \pm 3,4	5,2 \pm 1,4	1,6 \pm 1,4	0,2 \pm 0,0	0,6 \pm 0,4
Klei (%)	18,0 \pm 0,6	18,3 \pm 4,1	16,3 \pm 1,2	4,0 \pm 0,6	1,3 \pm 0,3	2,0 \pm 0,6
Silt (%)	28,0 \pm 6,0	29,7 \pm 0,7	29,0 \pm 1,0	12,7 \pm 1,3	10,0 \pm 0,6	12,3 \pm 1,5
Zand (%)	44,0 \pm 7,6	40,3 \pm 7,5	44,7 \pm 1,8	80,0 \pm 2,6	86,7 \pm 0,3	83,7 \pm 1,7
Klei-humus (mml+/kg)	212,3 \pm 30,2	201,3 \pm 14,0	185,0 \pm 23,1	51,7 \pm 2,4	45,0 \pm 2,3	45,3 \pm 6,2
Ca-bezetting (%)	90,0 \pm 1,0	88,7 \pm 0,9	89,0 \pm 2,1	80,0 \pm 4,0	80,3 \pm 1,5	82,0 \pm 2,1
Mg-bezetting (%)	6,0 \pm 0,4	7,6 \pm 0,5	7,3 \pm 1,4	9,1 \pm 1,8	11,1 \pm 1,1	9,0 \pm 1,5
K-bezetting (%)	2,7 \pm 0,2	3,0 \pm 0,4	2,9 \pm 0,3	6,0 \pm 1,4	6,4 \pm 0,4	6,7 \pm 0,6
Na-bezetting (%)	0,6 \pm 0,1	0,8 \pm 0,2	0,7 \pm 0,1	2,4 \pm 1,1	2,4 \pm 0,3	2,3 \pm 0,2
Verkruimelbaarheid (1-10)	7,7 \pm 0,0	7,5 \pm 0,7	8,0 \pm 0,3	9,9 \pm 0,1	10,0 \pm 0,0	10,0 \pm 0,0
Verslamping (1-10)	5,3 \pm 0,4	5,2 \pm 0,1	5,1 \pm 0,4	7,3 \pm 0,1	7,4 \pm 0,0	7,3 \pm 0,1
Microbiële biomassa (mg C/kg)	203,0 \pm 134,5	406,3 \pm 105,9	243,7 \pm 108,3	115,7 \pm 12,2	81,7 \pm 33,8	118,3 \pm 61,0
Microbiële activiteit (mg N/kg)	54,3 \pm 24,8	84,3 \pm 24,8	65,7 \pm 31,1	32,3 \pm 4,7	27,3 \pm 1,8	17,0 \pm 0,6
Schimmel:bacterie ratio*	1,2 \pm 0,2	2,2 \pm 1,0	0,5 \pm 0,4	0,8 \pm 0,1	0,3 \pm 0,1	0,4 \pm 0,1
Schimmel biomassa (mg C/kg)	90,7 \pm 57,1	179,7 \pm 29,2	74,0 \pm 60,2	46,7 \pm 9,0	11,7 \pm 6,7	15,7 \pm 7,4
Bacterie biomassa (mg C/kg)	80,7 \pm 56,8	135,7 \pm 58,4	103,3 \pm 23,6	54,0 \pm 4,4	49,7 \pm 19,8	42,3 \pm 16,9

Tabel 3

Resultaten van ANOVAs op chemische, fysische en biologische bodemeigenschappen van monsters van tulpenkwekerijen op klei- en zandgrond met biologisch, geïntegreerd en gangbaar beheer. Data weergegeven zijn F-values (p-values). Degrees of freedom, denominator degrees of freedom = 1, 12 voor bodemsoort, 2, 12 voor beheer en 2, 12 voor bodemsoort en beheer interacties.

	Bodemsoort (B)	Beheer (Be)	B*Be
Penetrometer (1-10)	12,9 (0,004)	1,9 (0,184)	0,7 (0,528)
N-totale bodemvoorraad†	42,4 (< 0,001)	0,4 (0,667)	0,2 (0,816)
C:N-ratio†	3,9 (0,072)	0,4 (0,688)	0,4 (0,710)
N-leverend vermogen†	64,0 (< 0,001)	0,4 (0,677)	0,9 (0,447)
S-totale bodemvoorraad†	19,7 (< 0,001)	0,8 (0,494)	1,4 (0,286)
C:S-ratio	0,1 (0,731)	0,3 (0,761)	1,5 (0,274)
S-leverend vermogen†	48,8 (< 0,001)	1,9 (0,186)	1,9 (0,198)
P-bodemvoorraad	2,9 (0,115)	1,3 (0,313)	0,2 (0,859)
K-bodemvoorraad	16,9 (0,002)	0,1 (0,945)	0,2 (0,824)
Ca-bodemvoorraad†	289,1 (< 0,001)	0,6 (0,554)	0,2 (0,841)
Mg-bodemvoorraad†	58,6 (< 0,001)	0,8 (0,494)	0,2 (0,838)
Na-bodemvoorraad	0,2 (0,704)	0,1 (0,909)	0,3 (0,760)
Zuurgraad (pH)	11,8 (0,005)	0,0 (0,984)	0,0 (0,963)
C-organisch (%)†	51,2 (< 0,001)	0,3 (0,741)	0,1 (0,936)
Organische stof (%)†	37,9 (< 0,001)	0,5 (0,643)	0,1 (0,904)
C:OS ratio	3,2 (0,101)	0,9 (0,426)	0,6 (0,569)
Koolzure kalk (%)†	16,0 (0,002)	0,6 (0,574)	0,1 (0,938)
Klei (%)†	165,2 (< 0,001)	4,6 (0,034)	3,8 (0,0535)
Silt (%)†	77,5 (< 0,001)	0,3 (0,781)	1,0 (0,411)
Zand (%)†	67,1 (< 0,001)	0,1 (0,872)	0,5 (0,638)
Klei-humus (mml+/kg) †	263,5 (< 0,001)	0,9 (0,446)	0,1 (0,882)
Ca-bezetting (%)	22,2 (< 0,001)	0,1 (0,902)	0,2 (0,794)
Mg-bezetting (%)	7,6 (0,017)	1,0 (0,387)	0,3 (0,768)
K-bezetting (%)	43,6 (< 0,001)	0,2 (0,800)	0,1 (0,918)
Na-bezetting (%)	37,3 (< 0,001)	0,5 (0,607)	0,0 (0,973)
Verkruimelbaarheid (1-10) †	54,4 (< 0,001)	0,3 (0,757)	0,3 (0,747)
Verslemping (1-10) †	74,5 (< 0,001)	0,1 (0,912)	0,0 (0,958)
Microbiële biomassa (mg C/kg)†	2,8 (0,122)	0,3 (0,785)	1,4 (0,283)
Microbiële activiteit (mg N/kg) †	7,8 (0,016)	0,9 (0,453)	0,7 (0,531)
Schimmel:bacterie ratio†	3,9 (0,071)	3,1 (0,087)	3,8 (0,053)
Schimmel biomassa (mg C/kg) †	6,2 (0,028)	1,2 (0,345)	2,8 (0,104)
Bacterie biomassa (mg C/kg) †	1,8 (0,206)	0,1 (0,891)	0,9 (0,440)

† Data log(x) of log(x+1) transformatie voor analyses.

Tabel 4

Resultaten van de nematodengemeenschap van bodemmonsters van tulpenkwekerijen op zand- en kleigrond met biologisch, geïntegreerd en gangbaar beheer. Data weergegeven zijn gemiddelde \pm standaardfout (s.e.) en alle data (uitzondert de indices) zijn uitgedrukt in aantal nematoden per gram droog gewicht bodem.

	Klei			Zand		
	Biologisch	Geïntegreerd	Gangbaar	Biologisch	Geïntegreerd	Gangbaar
Totaal nematoden	8,6 \pm 1,8	8,0 \pm 3,3	6,8 \pm 1,5	10,1 \pm 3,2	4,6 \pm 1,1	5,6 \pm 3,6
Plantparasieten†	3,0 \pm 1,2	2,1 \pm 0,2	3,1 \pm 0,9	4,2 \pm 3,0	0,9 \pm 0,1	0,3 \pm 0,2
<i>Ditylenchus dipsaci</i> (stengelaaltje)	0,0 \pm 0,0	0,2 \pm 0,2	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,2 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0
Bacteriën-eters†	5,0 \pm 0,7	5,1 \pm 3,3	3,1 \pm 0,8	4,6 \pm 0,5	3,0 \pm 0,7	4,8 \pm 3,3
Schimmel-eters†	0,5 \pm 0,2	0,7 \pm 0,2	0,5 \pm 0,3	0,9 \pm 0,7	0,7 \pm 0,3	0,6 \pm 0,2
Carnivoor-omnivoor	0,1 \pm 0,0	0,1 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,4 \pm 0,4	0,1 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
Enrichment Index	84,4 \pm 7,3	85,3 \pm 5,7	88,7 \pm 2,1	85,8 \pm 3,5	70,1 \pm 14,9	82,0 \pm 4,0
Structure Index	35,3 \pm 14,2	41,0 \pm 4,8	38,6 \pm 9,9	40,2 \pm 16,4	25,5 \pm 12,3	3,1 \pm 2,0
Maturity Index	1,1 \pm 0,2	0,9 \pm 0,1	0,8 \pm 0,1	1,1 \pm 0,2	1,3 \pm 0,1	1,4 \pm 0,1
Plant Parasite Index	0,8 \pm 0,1	0,9 \pm 0,3	1,1 \pm 0,2	0,7 \pm 0,4	0,4 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1

Tabel 5

Resultaten van ANOVAs op de nematodengemeenschap van bodemmonsters van tulpenkwekerijen op zand- en kleigrond met biologisch, geïntegreerd en gangbaar beheer. Data weergegeven zijn F-values (p-values). Degrees of freedom, denominator degrees of freedom = 1, 12 voor bodemsoort, 2, 12 voor beheer en 2, 12 voor bodemsoort en beheer interacties.

	Bodemsoort (B)	Beheer (Be)	B*Be
Totaal nematoden	0,2 (0,645)	0,9 (0,419)	0,4 (0,658)
Plantparasieten†	5,5 (0,038)	1,8 (0,209)	2,0 (0,184)
<i>Ditylenchus dipsaci</i> (stengelaaltje)†	0,1 (0,811)	2,3 (0,146)	0,0 (0,990)
Bacteriën-eters†	0,0 (0,839)	0,8 (0,481)	0,0 (0,997)
Schimmel-eters†	0,1 (0,810)	0,2 (0,791)	0,2 (0,858)
Carnivoor-omnivoort†	0,1 (0,755)	1,0 (0,397)	1,6 (0,246)
Enrichment Index†	1,2 (0,292)	0,8 (0,470)	0,7 (0,502)
Structure Index	2,9 (0,116)	1,2 (0,324)	1,6 (0,234)
Maturity Index	7,9 (0,016)	0,1 (0,900)	2,2 (0,159)
Plant Parasite Index	8,3 (0,014)	0,2 (0,787)	2,1 (0,161)

† Data log(x) of log(x+1) transformatie voor analyses.

Tabel 6

Resultaten van de nematodengemeenschap van tulpenbollen monsters van tulpenkwekerijen op klei- en zandgrond met biologisch, geïntegreerd en gangbaar beheer. Data weergegeven zijn gemiddelde \pm standaardfout (s.e.) en alle data zijn uitgedrukt in aantal nematoden per gram vers gewicht tulp bol.

	Klei			Zand		
	Biologisch	Geïntegreerd	Gangbaar	Biologisch	Geïntegreerd	Gangbaar
Totaal nematoden	3,8 \pm 1,6	13,8 \pm 12,9	0,6 \pm 0,1	4,5 \pm 3,3	8,8 \pm 3,5	21,8 \pm 21,3
Plantparasieten	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0
Bacteriën-etters	1,6 \pm 0,8	8,1 \pm 7,2	0,4 \pm 0,2	3,4 \pm 2,4	6,6 \pm 2,2	6,4 \pm 6,2
Schimmel-etters	2,1 \pm 1,2	5,7 \pm 5,6	0,2 \pm 0,0	1,0 \pm 0,9	2,1 \pm 1,3	15,4 \pm 15,1

Tabel 7

Resultaten van ANOVAs op de nematodengemeenschap van tulpenbollen monsters van tulpenkwekerijen op klei- en zandgrond met biologisch, geïntegreerd en gangbaar beheer. Data weergegeven zijn F-values (*p*-values). Degrees of freedom, denominator degrees of freedom = 1, 12 voor bodemsoort, 2, 12 voor beheer en 2, 12 voor bodemsoort en beheer interacties.

	Bodemsoort (B)	Beheer (Be)	B*Be
Totaal nematoden	0,5 (0,488)	0,9 (0,432)	0,5 (0,648)
Plantparasieten	2,7 (0,126)	1,6 (0,238)	2,8 (0,104)
Bacteriën-etters	0,8 (0,405)	1,8 (0,205)	0,1 (0,901)
Schimmel-etters	0,2 (0,689)	0,1 (0,920)	1,1 (0,377)

Alle data log(x) of log(x+1) transformatie voor analyses.

Tabel 8

Resultaten van de mijtengemeenschap, Collembola en Diptera van bodemmonsters van tulpenkwekerijen op klei- en zandgrond met biologisch, geïntegreerd en gangbaar beheer. Data weergegeven zijn gemiddelde \pm standaardfout (s.e.) en alle data zijn uitgedrukt in aantal organismen per 500 ml volume bodem.

	Klei			Zand		
	Biologisch	Geïntegreerd	Gangbaar	Biologisch	Geïntegreerd	Gangbaar
Astigmatina	1,7 \pm 1,2	4,0 \pm 1,5	1,0 \pm 0,6	15,7 \pm 5,6	2,7 \pm 2,7	20,0 \pm 7,6
Oribatida	0,7 \pm 0,3	8,0 \pm 7,5	0,7 \pm 0,3	1,0 \pm 0,6	2,7 \pm 2,2	0,0 \pm 0,0
Mesostigma	1,0 \pm 0,6	3,0 \pm 2,0	1,7 \pm 1,2	3,7 \pm 2,0	10,3 \pm 4,1	2,7 \pm 1,8
Prostigmata	0,7 \pm 0,3	1,0 \pm 0,6	0,0 \pm 0,0	0,3 \pm 0,3	0,7 \pm 0,7	0,7 \pm 0,3
Collembola	1,7 \pm 0,7	5,3 \pm 0,7	14,3 \pm 11,9	9,3 \pm 6,4	106,3 \pm 16,8	7,7 \pm 5,4
Diptera	1,7 \pm 1,2	0,3 \pm 0,3	0,3 \pm 0,3	1,7 \pm 0,3	0,3 \pm 0,3	1,0 \pm 0,6

Tabel 9

Resultaten van ANOVAs op de mijtengemeenschap, Collembola en Diptera van bodemmonsters van tulpenwekerijen op klei- en zandgrond met biologisch, geïntegreerd en gangbaar beheer. Data weergegeven zijn F-values (p-values). Degrees of freedom, denominator degrees of freedom = 1, 12 voor bodemsoort, 2, 12 voor beheer en 2, 12 voor bodemsoort en beheer interacties.

	Bodemsoort (B)	Beheer (Be)	B*Be
Astigmatina	9,3 (0,010)	1,2 (0,341)	6,8 (0,011)
Oribatida	0,3 (0,584)	1,6 (0,247)	0,2 (0,818)
Mesostigma	2,9 (0,115)	1,9 (0,189)	0,4 (0,666)
Prostigmata	0,0 (1,000)	0,5 (0,633)	1,2 (0,332)
Collembola	5,4 (0,039)	5,4 (0,021)	3,8 (0,054)
Diptera	0,6 (0,441)	2,6 (0,118)	0,2 (0,820)

Alle data log(x) of log(x+1) transformatie voor analyses.

Tabel 10

Resultaten van ANOVAs op microbiële gemeenschap diversiteit in de bodem en de tulpenbollen van tulpenwekerijen op klei- en zandgrond met biologisch, geïntegreerd en gangbaar beheer. Data weergegeven zijn F-values (p-values). Degrees of freedom, denominator degrees of freedom = 1, 12 voor bodemsoort, 2, 12 voor beheer en 2, 12 voor bodemsoort en beheer interacties.

	Bodemsoort (B)	Beheer (Be)	B*Be
Bollen bacteriële geobserveerd diversiteit	0.5 (0.497)	0.5 (0.647)	0.2 (0.801)
Bollen bacteriële Chao1 diversiteit	0.5 (0.497)	0.5 (0.647)	0.2 (0.801)
Bollen bacteriële Shannon	1.6 (0.233)	1.5 (0.261)	0.1 (0.939)
Bollen bacteriële Inverse Simpson	2.2 (0.169)	1.9 (0.197)	0.1 (0.880)
Bollen schimmel geobserveerd diversiteit	3.7 (0.078)	14.2 (< 0.001)	2.8 (0.101)
Bollen schimmel Chao1 diversiteit	3.7 (0.079)	11.2 (0.002)	2.7 (0.112)
Bollen schimmel Shannon	0.8 (0.398)	3.8 (0.053)	1.5 (0.255)
Bollen schimmel Inverse Simpson	0.2 (0.666)	1.8 (0.205)	0.5 (0.634)
Bodem bacteriële geobserveerd diversiteit	33.9 (< 0.001)	0.6 (0.562)	0.7 (0.514)
Bodem bacteriële Chao1 diversiteit	33.9 (< 0.001)	0.6 (0.562)	0.7 (0.514)
Bodem bacteriële Shannon	30.0 (< 0.001)	0.5 (0.646)	0.6 (0.581)
Bodem bacteriële Inverse Simpson	4.7 (0.051)	0.6 (0.562)	1.9 (0.199)
Bodem schimmel geobserveerd diversiteit	3.5 (0.087)	0.2 (0.877)	0.1 (0.941)
Bodem schimmel Chao1 diversiteit	4.2 (0.062)	0.2 (0.804)	0.0 (0.976)
Bodem schimmel Shannon	5.3 (0.040)	0.8 (0.493)	0.8 (0.487)
Bodem schimmel Inverse Simpson	6.9 (0.022)	1.3 (0.299)	0.9 (0.453)

Tabel 11

Resultaten van ANOVAs op microbiële gemeenschap samenstelling in de bodem en de tulpenbollen van tulpenkwekerijen op klei en zandgrond met biologisch, geïntegreerd en gangbaar beheer. Data weergegeven zijn F-values (p-values). Degrees of freedom, denominator degrees of freedom = 1, 16 bodemsoort 3, 15 voor beheer en 2, 12 voor bodemsoort en beheer interacties.

	Bodemsoort (B)	Beheer (Be)	B*Be
Bollen bacteriële gemeenschap samenstelling	1,5 (0,065)	1,1 (0,216)	0,8 (0,726)
Bollen schimmel gemeenschap samenstelling	1,1 (0,372)	1,2 (0,296)	0,8 (0,600)
Bodem bacteriële gemeenschap samenstelling	2,4 (0,031)	1,3 (0,184)	2,2 (0,028)
Bodem schimmel gemeenschap samenstelling	1,7 (0,075)	1,3 (0,169)	2,4 (0,008)

Tabel 12

Resultaten van interviews met tulpenkwekers van tulpenkwekerijen op klei- en zandgrond met biologisch, geïntegreerd en gangbaar beheer. Data weergegeven zijn gemiddelde \pm standaardfout (s.e.).

	Biologisch	Geïntegreerd	Gangbaar	Biologisch	Geïntegreerd	Gangbaar
Diepte van ploegen (cm)	25,8 \pm 2,2	27,7 \pm 0,2	30,8 \pm 5,8	18,3 \pm 9,3	35,0 \pm 5,0	37,5 \pm 3,8
Jaren geteeld	29,7 \pm 7,5	5,0 \pm 2,3	2,7 \pm 1,7	36,7 \pm 8,8	40,3 \pm 11,3	18,0 \pm 6,0
Vruchtwisseling	0,2 \pm 0,0	0,2 \pm 0,0	0,2 \pm 0,0	0,1 \pm 0,0	0,3 \pm 0,0	0,2 \pm 0,0

Tabel 13

Resultaten van ANOVAs op interview data met tulpenkwekers van tulpenkwekerijen op klei- en zandgrond met biologisch, geïntegreerd en gangbaar beheer. Data weergegeven zijn F-values (p-values). Degrees of freedom, denominator degrees of freedom = 1, 12 voor bodemsoort, 2, 12 voor beheer en 2, 12 voor bodemsoort en beheer interacties.

	Bodemsoort (B)	Beheer (Be)	B*Be
Diepte van ploegen†	0,3 (0,595)	1,7 (0,232)	1,2 (0,334)
Jaren geteeld	10,9 (0,006)	5,1 (0,025)	2,1 (0,167)
Vruchtwisseling†	6,0 (0,031)	12,5 (0,001)	8,3 (0,006)

† Data log(x) of log(x+1) transformatie voor analyses.

Tabel 14

Resultaten van analyses van gewasbeschermingsmiddelen in de bodem en de tulpenbollen en de interviewvragen over het aantal gebruikt middelen van tulpenkwekerijen op klei- en zandgrond met biologisch*, geïntegreerd en gangbaar beheer. Data weergegeven zijn gemiddelde ± standaardfout (s.e.). Eenheden uitgedrukt in mg/kg bodem tenzij anders vermeld.

	Klei			Zand		
	Biologisch	Geïntegreerd	Gangbaar	Biologisch	Geïntegreerd	Gangbaar
Totaal aantal	6,3 ± 6,3	9,7 ± 4,9	11,0 ± 2,5	0,0 ± 0,0	14,3 ± 2,2	18,0 ± 3,0
Aantal fungiciden	3,0 ± 3,0	4,7 ± 2,3	5,0 ± 1,5	0,0 ± 0,0	7,0 ± 1,0	9,3 ± 1,8
Aantal herbiciden	1,7 ± 1,7	3,3 ± 1,8	4,0 ± 1,0	0,0 ± 0,0	5,3 ± 1,2	4,7 ± 0,9
Aantal insecticiden + nematiciden	1,7 ± 1,7	1,7 ± 0,9	2,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0	4,0 ± 0,6
Totale hoeveelheid bodem	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,0	0,2 ± 0,0
Hoeveelheid fungiciden bodem	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,0	0,2 ± 0,0
Totale hoeveelheid bollen	0,0 ± 0,0	5,5 ± 4,3	8,8 ± 5,9	0,0 ± 0,0	9,4 ± 6,8	15,0 ± 10,4
Hoeveelheid fungiciden bollen	0,0 ± 0,0	5,4 ± 4,3	8,7 ± 5,8	0,0 ± 0,0	9,2 ± 6,8	14,9 ± 10,4
Hoeveelheid insecticiden bollen	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,1	0,1 ± 0,0

*Gewasbeschermingsmiddelen die in de biologische teelt worden gebruikt, waren toegestaan door de EU-wetgeving

Tabel 15

Resultaten van ANOVAs op gewasbeschermingsmiddelen in de bodem en de tulpenbollen en de interviewvragen over het aantal gebruikt middelen van tulpenkwekerijen op klei- en zandgrond met biologisch, geïntegreerd en gangbaar beheer. Data weergegeven zijn F-values (p-values). Degrees of freedom, denominator degrees of freedom = 1, 12 voor bodemsoort, 2, 12 voor beheer en 2, 12 voor bodemsoort en beheer interacties.

	Bodemsoort (B)	Beheer (Be)	B*Be
Totaal aantal	0,3 (0,572)	5,1 (0,026)	1,8 (0,207)
Aantal fungiciden	0,6 (0,438)	5,0 (0,026)	2,1 (0,170)
Aantal herbiciden	0,1 (0,746)	5,4 (0,022)	1,1 (0,354)
Aantal insecticiden + nematiciden	0,1 (0,741)	3,6 (0,059)	2,6 (0,115)
Totale hoeveelheid bodem	35,2 (< 0,001)	11,3 (0,002)	6,6 (0,012)
Hoeveelheid fungiciden bodem	35,3 (< 0,001)	11,5 (0,002)	6,6 (0,012)
Totale hoeveelheid bollen	0,3 (0,630)	4,9 (0,028)	0,1 (0,926)
Hoeveelheid fungiciden bollen	0,2 (0,636)	4,7 (0,031)	0,1 (0,929)
Hoeveelheid insecticiden bollen	0,3 (0,625)	2,9 (0,091)	1,7 (0,220)

Alle data log(x) of log(x+1) transformatie voor analyses.

4 Discussie

We hebben onderzoek uitgevoerd naar de effecten van gangbare, biologische en geïntegreerde beheerstechnieken op de abiotische en biotische bodemeigenschappen, de verbanden tussen bodemeigenschappen en het tulpenmicrobioom en biota en hoe deze relaties verschillen tussen zand- en kleigronden. Abiotische bodemeigenschappen werden door de bodemsoort gestuurd en toonden geen effect van beheerstechniek. Hoewel de meeste biotische bodemeigenschappen ook alleen door bodemsoort gestuurd werden, zagen we dat de relatieve overvloed van bepaalde microbiële taxa werden beïnvloed door bodemtype en beheer. De samenstelling van de microbiële gemeenschap werd bepaald door een interactie tussen bodemtextuur en beheer. Een Partial Least Squares Path Model toonde minimale directe en indirecte effecten van beheer op de biota van tulpenbollen, maar sterke algemene effecten op bodemeigenschappen. De netwerkanalyses lieten sterke verschillen in connectiviteit tussen bodemsoorten zien, met verschillende relaties tussen bodem- en tulpenboleigenschappen en specifieke beheers technieken. Hieronder bespreken we de mogelijke mechanismen achter onze bevindingen en wat deze resultaten betekenen voor de verschuiving van conventionele naar biologische landbouwbeheerregimes

4.1 Invloed van beheerstechniek op bodemeigenschappen en tulpenbolbiota

In tegenstelling tot onze eerste hypothese waren er geen verschillen in abiotische bodemeigenschappen tussen bodems van biologische, geïntegreerde en gangbare gronden. Deze bevindingen zijn in overeenstemming met een paar andere studies die lieten zien dat veranderingen van bodemeigenschappen na een relatief korte verschuiving van gangbare naar biologische teelt zich niet manifesteren (Wander *et al.* 1994; Werner, 1997). Maar onze bevindingen zijn in strijd met studies die hebben aangetoond dat verschillen in abiotische bodemeigenschappen onder biologisch beheer na slechts 8 jaar kunnen ontstaan (Clark *et al.* 1998; Gomiero *et al.* 2011). Biologische telers gebruiken stalmest en deze toevoegingen kunnen sterke effecten hebben op bodemeigenschappen zoals nutriëntengehalte, organische stof en de activiteit en samenstelling van de microbiële gemeenschap (Clark *et al.* 1998; Edmeades, 2003; Biswas *et al.* 2014). Op de bemonsterde gronden, werd door de 5 van de 6 biologische telers stalmest gebruikt, maar slechts respectievelijk 1 van de 6 en 2 van de 6 van de geïntegreerde en gangbare telers voegden stalmest toe. Niettemin had biologische beheer geen effect op het organische stofgehalte in de bodem of de het stikstof gehalte (Tabellen 2, 3). Het is mogelijk dat het ontbreken van verschillen veroorzaakt wordt door de kwaliteit van de organische stof (o.a. inhoud van nutriënten, micro-organismen) zoals in ander onderzoek gevonden was (Hany, 2001; Fließbach *et al.* 2007), maar iets die we niet hier gekwantificeerd hebben.

Ondanks het ontbreken van verschillen in abiotische bodemeigenschappen veroorzaakt door het beheer, waren er duidelijke correlaties tussen vruchtwisseling en gehalten aan bodemnutriënten. De cijfers laten een sterker vermindering van bijna alle nutriënten zien naarmate het aantal jaren tussen tulpen en andere gewassen afnam (Bijlage 7). Van de zes gronden met de kortste vruchtwisseling tussen tulpen en andere gewassen (tulpen waren vorig jaar geteeld) was de bodemvoorraad van stikstof verminderd (Abasi *et al.* 2016). Van de andere vier gronden met korte vruchtwisseling, (narcis en lelies waren vorig jaar geteeld).Lelies hebben een hoog niveau van stikstof nodig (Slangen *et al.* 1989) en narcis een hoog niveau van K, Mg en P (Hanks, 2002) in vergelijking van tulpen (Khan *et al.* 2006; Niedziela *et al.* 2015b; Abasi *et al.* 2016). Dit verklaart de negatieve relatie tussen vruchtwisseling en aantal van nutriënten.

Onze eerste hypothese wordt gedeeltelijk ondersteund door verschillen in microbiële taxonomische overvloedigheid tussen bollen en bodems die door verschillend beheer veroorzaakt worden. Er waren bijzondere veel verschillen in overvloed in de tulpenbollen. De overvloed van *Fusarium* was hoger in tulpenbollen van biologische versus gangbare gronden (Figuur 7a), wat waarschijnlijk te wijten was aan het ontbreken van fungicidegebruik op biologische gronden (Figuur 11e). Dit resultaat benadrukt de behoefte om alternatieve oplossingen te vinden voor ernstige schimmelziekten zoals *Fusarium* als de transitie naar biologische teeltsysteem verder gaat (Alabouvette *et al.* 1993; Rampersad, 2020). De overvloed van *Fusarium* en *Botrytis* was hoger in bollen van geïntegreerde versus gangbare gronden (Figuur 7c). Op twee van de zes geïntegreerde gronden werden het voorafgaande jaar ook tulpen verbouwd en misschien hebben deze ziekten in de bodem overleefd (McGovern and Elmer, 2017) en de nieuwe bollen weer besmet (NB: er was geen verschil tussen deze pathogenen in de bodem gevonden, alleen in de tulpenbollen). Tenslotte was de aanwezigheid van *Trichoderma* spp. hoger in de tulpenbollen van biologische versus de geïntegreerde en gangbare gronden (Figuur 7a, b). *Trichoderma* spp. waren misschien overvloediger in biologische gronden door minder fungiciden gebruik (Figuur 11b) en daardoor was het mogelijk voor deze schimmels om zich beter te vermeerderen. Bepaalde soorten *Trichoderma* spp. kunnen ziekten onderdrukken door de wortels te koloniseren en infectie te voorkomen door concurrentie met de ziekteverwekker om ruimte (Harman, 2000; Harman *et al.* 2004; Moreno *et al.* 2009) en tulpenbollen van biologische gronden hebben misschien een hogere weerbaarheid tegen ziekten in vergelijking tot tulpenbollen van geïntegreerde en gangbare gronden.

Het Partial Least Squares Path Model liet zien dat de tulpenbolbiota niet direct of indirect door het beheer werd beïnvloed. Beheer was waarschijnlijk niet een belangrijke factor voor tulpenbolbiota omdat de tulpenbollen hun eigen rhizosfeermicrobioom creëren via worteluitscheidings (Berg and Smalla, 2009; Rolfe *et al.* 2019) of via versturende effecten veroorzaakt door de verschillende rassen van tulpen die in deze proef gebruikt werden (Jiang *et al.* 2017; Mahoney *et al.* 2017) (Tabel 1). In plaats daarvan hadden abiotische bodemeigenschappen een significant ($p < 0.05$) direct en indirect effecten op de biota van de tulpenbollen en de biotische bodemeigenschappen hadden een bijna significant direct effect ($p < 0.10$). Het is logisch dat de microbiële gemeenschap in de bodem een motor zou zijn voor de biota van tulpenbollen, aangezien veel organismen die in grond aanwezig zijn, de bollen en wortels koloniseren (Berg and Smalla, 2009; Marschner, 2012). Toekomstige nadruk moet worden gelegd op wat specifiek de microbiomen in de bodem en de bol drijft in de richting van verbeterde weerstand en veerkracht (Berendsen *et al.* 2012; Wang and Li, 2019).

4.2 Effecten van interacties tussen beheer en grondsoort op bodemeigenschappen en tulpenbolbiota

Om onze tweede hypothese gedeeltelijk te ondersteunen, ontdekten we dat interacties tussen grondsoort en beheer bepaalde bodemeigenschappen beïnvloedden. Abiotische eigenschappen bleven onaangetaast, mogelijk als gevolg van de inherente verschillen tussen klei- en zandbodems die de interacties met het beheer opheffen (Boekel, 1970; Keller and Dexter, 2012; Rowell, 2014). De biota van de bollen bleef ook onaangetaast, waarbij de abiotische en biotische eigenschappen van de bodem als sterkere determinanten werkten; zie hierboven. Bepaalde biotische bodemeigenschappen verschilden echter. Specifiek vormden bacteriële gemeenschappen uit biologische bodems twee verschillende, strakke clusters aangedreven door grondsoort, terwijl gangbare bodemgemeenschappen een grote variatie en losse clustering vertoonden (Figuur 5b). Bacteriële gemeenschappen verschillen over het algemeen aanzienlijk per grondsoort (Fierer and Jackson, 2006), Tabellen 10-11), vooral in akkerbouwsystemen (Girvan *et al.* 2003). In onze studie zien we dat dit onderscheid werd behouden in biologische klei versus zandgrond, maar ging verloren in gangbare bodems (d.w.z. de bacteriële gemeenschappen waren variabel over gangbare bodems). Hoge niveaus van chemische input in gangbaar beheerde gronden (Imfeld and Vuilleumier, 2012), Figuur 12) en ploegdiepte (Tabel 12, niet-significante trend) hebben mogelijk verschillen in de samenstelling van de bacteriegemeenschap die gewoonlijk voorkomen tussen bodemsoorten, verkleint. Verder vertoonden schimmelgemeenschappen patronen die vergelijkbaar zijn met bacteriële gemeenschappen in biologische bodems (d.w.z. gedeeld in twee groepen door bodemsoort), maar gemeenschappen uit gangbare klei- en zandbodems vormden een relatief homogeen cluster zonder onderscheid tussen bodemtypes (Figuur 5b). Dit verschil kan te wijten zijn aan verschillende strategieën die worden gebruikt door bacteriën versus schimmels. In het bijzonder groeien bacteriën doorgaans sneller met kortere generatietijden (Rousk and Bååth, 2011) en zijn minder goed bestand tegen verstoring (Sun *et al.* 2017). Daarom kunnen bacteriële gemeenschappen onder gangbaar beheer in zowel klei- als zandgronden gedivergeerd zijn toen ze herstelden van verstoring op basis van willekeurige grondleggereffecten (Kim *et al.* 2013), terwijl schimmelgemeenschappen over bodemsoorten gehomogeniseerd werden, misschien doordat een combinatie tussen bepaalde taxa werd geëlimineerd of versterkt door verstoring (Schnoor *et al.* 2011) of door een hogere weerstand tegen verstoring (Sun *et al.* 2017). Deze verschillen in reacties op de samenstelling van gemeenschappen tussen bacteriële en schimmelgemeenschappen kunnen gevolgen hebben voor het functioneren van de bodem (Berga *et al.* 2012), en daarmee de gezondheid en productiviteit van tulpengewassen, maar ter bevestiging zou nader onderzoek nodig zijn.

4.3 Bodemnetwerken connectiviteit over verschillende bodemsoorten en beheer

Ter ondersteuning van onze derde hypothese ontdekten we dat velden met verschillende bodemtypes verschillende netwerkconnectiviteit vertoonden tussen bodemeigenschappen, beheertechnieken en tulpenbolbiota. Over het algemeen waren netwerken op kleigronden compacter met minder duidelijke knooppunten in vergelijking met die op zandbodems. Er zijn aanwijzingen dat compacte netwerken voordelen kunnen hebben voor bodemecosysteemdiensten, zoals koolstofopslag (Morriën *et al.* 2017). Kleigronden bevatten doorgaans meer organisch materiaal dan zandbodems (Tabellen 2, 3), wat aangeeft dat kleigronden mogelijk een groter potentieel hebben om koolstof vast te leggen (Blanco-Canqui and Lal, 2004), wat voordelen oplevert voor klimaatveranderingsgerelateerde doelen in de landbouwsector (Smith, 2004; Zaehle *et al.* 2007). Aan de andere kant zijn er aanwijzingen dat bodemnetwerken die zijn opgesplitst in verschillende knooppunten (d.w.z. modules) een grotere buffercapaciteit hebben tegen stress (bijv. droogte) als gevolg van functionele redundantie onder micro-organismen (Wei *et al.* 2015; de Vries and Wallenstein, 2017), wat aansluit bij wat we aantreffen in de netwerken op zandbodems (Figuur 14). Een dergelijke buffercapaciteit zou kunnen resulteren in een verhoogd vermogen om ziekten te onderdrukken (Wei *et al.* 2015). Dit ondersteunt bestaand bewijs dat het ziektegehalte lager is bij tulpenbollen die op zandbodems worden geteeld (McGovern and Elmer, 2017; Looman *et al.* 2018). Verder vormden managementtechnieken (d.w.z. chemische input, ploegen, vruchtwisseling) een duidelijk knooppunt in zandbodems en vertoonden ze minder verbindingen met bol- en bodemmicro-organismen en nematoden in vergelijking met kleigrondnetwerken (Figuur 14). Dit ondersteunt ook het idee dat verschillende knooppunten kunnen bijdragen aan een betere oogst, gezondheid, etc. van tulpenbollen op zandgronden, omdat intensieve beheerpraktijken kunnen worden "gecompartmenteerd" tot een enkel knooppunt, met mindere interacties met de (nuttige) bodemleven. Daardoor zijn de negatieve effecten van de intensieve beheerpraktijken op het functioneren van de biotische bodem gemeenschap worden geïsoleerd. Omgekeerd zou dit kunnen betekenen dat in kleigronden intensieve beheerstechnieken invloed uitoefenen op meerdere bodemeigenschappen, waardoor ze mogelijk een versturende rol spelen in de eigenschappen van bodem en tulpenbollen. De volgende stap is om specifiek te bepalen welke bodemeigenschappen en beheerstechnieken deze verschillen in netwerkconfiguratie tussen bodemsoorten aansturen en vervolgens een plan te maken om ze in de juiste richting te sturen om ziekten te onderdrukken en ecosysteemdiensten te maximaliseren, ongeacht het bodemtype.

4.4 Conclusies

We ontdekten dat het beheerregime alleen een relatief kleine rol speelde bij het veranderen van de abiotische en biotische bodemeigenschappen en de biotische eigenschappen van tulpenbollen, met sterkere verschillen tussen klei- en zandbodems. De overvloed van bepaalde microbiële taxa werden echter beïnvloed door het beheer en de interacties tussen het beheer en het bodemtype beïnvloedde de samenstelling van de microbiële gemeenschap in de bodem en de connectiviteit van het bodemnetwerk. Netwerken op zandbodems vertoonden een groter aantal afzonderlijke knooppunten, wat positieve effecten zou kunnen hebben op het vermogen van de bodem om te bufferen tegen abiotische en biotische stress. Deze bevindingen vestigen de aandacht op de noodzaak om rekening te houden met interacties tussen bodemtype en beheer op de microbiële bodemgemeenschap en relaties tussen bodemnetwerken. Toekomstig onderzoek zou gericht moeten zijn op de lange termijn veranderingen van beheerstrategieën op de verschillende bodemtypes en de effecten daaraan op de functionele relaties tussen bodemnetwerkconnectiviteit en de gezondheid en productiviteit van tulpengewassen.

Literatuur

- Abasi, H., Babalar, M., Lessani, H. and Naderi, R. 2016.
Effects of nitrogen form of nutrient solution on uptake and concentration macro element and morphological trait in hydroponic tulip. *Journal of Plant Nutrition* 39:1745-1751.
- Alabouvette, C., Backhouse, D., Steinberg, C., Donovan, N., Edel-Hermann, V. and Burgess, L. 2004.
Microbial diversity in soil-effects on crop health. *Managing soil quality: Challenges in modern agriculture* 121-138.
- Alabouvette, C., Lemanceau, P. and Steinberg, C. 1993.
Recent advances in the biological control of Fusarium wilts. *Pesticide Science* 37:365-373.
- Arif, I., Batool, M. and Schenk, P. M. 2020.
Plant microbiome engineering: Expected benefits for improved crop growth and resilience. *Trends in Biotechnology*.
- Badgley, C., Moghtader, J., Quintero, E., Zakem, E., Chappell, M. J., Aviles-Vazquez, K., Samulon, A. and Perfecto, I. 2007.
Organic agriculture and the global food supply. *Renew. Agr. Food Syst.* 22:86-108.
- Bai, Z., Caspari, T., Gonzalez, M. R., Batjes, N. H., Mäder, P., Bünemann, E. K., de Goede, R., Brussaard, L., Xu, M. and Ferreira, C. S. S. 2018.
Effects of agricultural management practices on soil quality: A review of long-term experiments for Europe and China. *Agriculture, ecosystems & environment* 265:1-7.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. and Walker, S. 2015.
Fitting linear mixed-effects models using lme4. 2015 67:1-48.
- Bender, S. F., Wagg, C. and van der Heijden, M. G. 2016.
An underground revolution: biodiversity and soil ecological engineering for agricultural sustainability. *Trends in ecology & evolution* 31:440-452.
- Berendsen, R. L., Pieterse, C. M. and Bakker, P. A. 2012.
The rhizosphere microbiome and plant health. *Trends in plant science* 17:478-486.
- Berg, G. and Smalla, K. 2009.
Plant species and soil type cooperatively shape the structure and function of microbial communities in the rhizosphere. *FEMS Microbiol. Ecol.* 68:1-13.
- Berga, M., Szekely, A. J. and Langenheder, S. 2012.
Effects of disturbance intensity and frequency on bacterial community composition and function. *Plos One* 7:11.
- Biswas, S., Ali, M. N., Goswami, R. and Chakraborty, S. 2014.
Soil health sustainability and organic farming: A review. *Journal of Food Agriculture and Environment* 12:237-243.
- Blanco-Canqui, H. and Lal, R. 2004.
Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. *Crit. Rev. Plant Sci.* 23:481-504.
- Boekel, P. 1970.
Soil structure problems in tulip culture. In: *I International Symposium on Flowerbulbs 23*, pp. 338-343.
- Bokhorst, S., Veen, G. F., Sundqvist, M., De Long, J. R., Kardol, P. and Wardle, D. A. 2018.
Contrasting responses of springtails and mites to elevation and vegetation type in the sub-Arctic. *Pedobiologia*.
- Bongers, T. and Ferris, H. 1999.
Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. *Trends in Ecology & Evolution* 14:224-228.
- Bronick, C. J. and Lal, R. 2005.
Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124:3-22.
- Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., De Deyn, G., de Goede, R., Fleskens, L., Geissen, V., Kuyper, T. W. and Mäder, P. 2018.
Soil quality—A critical review. *Soil Biology and Biochemistry* 120:105-125.
- Callahan, B. J., McMurdie, P. J. and Holmes, S. P. 2017.
Exact sequence variants should replace operational taxonomic units in marker-gene data analysis. *The ISME Journal* 11:2639-2643.

- Callahan, B. J., McMurdie, P. J., Rosen, M. J., Han, A. W., Johnson, A. J. A. and Holmes, S. P. 2016.
DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature Methods* 13:581-583.
- Chin, W. W., Dibbern, J. 2010.
Handbook of partial least squares concepts, methods and applications. Springer, Heilderberg.
- Chin, W. W. and Netsted, P. R. 1999.
Structural equation modeling analysis with small samples using partial least squares. Pp. 307-341 *in* Hoyle, R. H., ed. *Statistical strategies for small sample research* Thousand oaks, CA, USA: Sage.
- Clark, M. S., Horwath, W. R., Shennan, C. and Scow, K. M. 1998.
Changes in soil chemical properties resulting from organic and low-input farming practices. *Agronomy Journal* 90:662-671.
- Csardi, G. and Nepusz, T. 2006.
The igraph software package for complex network research. *InterJournal, complex systems* 1695:1-9.
- Day, R. W. and Quinn, G. P. 1989.
Comparisons of treatments after an analysis of variance in ecology. *Ecological Monographs* 59:433-463.
- de Hertogh, A. A., Aung, L. N. and Benschop, M. 1983.
The tulip : botany, usage, growth and development. Wageningen: CABO.
- De Long, J. R., Jackson, B. G., Wilkinson, A., Pritchard, W. J., Oakley, S., Mason, K. E., Stephan, J. G., Ostle, N. J., Johnson, D., Baggs, E. M. and Bardgett, R. D. 2019.
Relationships between plant traits, soil properties and carbon fluxes differ between monocultures and mixed communities in temperate grassland. *Journal of Ecology* 0.
- de Vries, F. T., Liiri, M. E., Bjørnlund, L., Bowker, M. A., Christensen, S., Setälä, H. M. and Bardgett, R. D. 2012.
Land use alters the resistance and resilience of soil food webs to drought. *Nat. Clim. Chang.* 2:276-280.
- de Vries, F. T., Thebault, E., Liiri, M., Birkhofer, K., Tsiafouli, M. A., Bjornlund, L., Jorgensen, H. B., Brady, M. V., Christensen, S., de Ruiter, P. C., d'Hertefeldt, T., Frouz, J., Hedlund, K., Hemerik, L., Hol, W. H. G., Hotes, S., Mortimer, S. R., Setala, H., Sgardelis, S. P., Uteseny, K., van der Putten, W. H., Wolters, V. and Bardgett, R. D. 2013.
Soil food web properties explain ecosystem services across European land use systems. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 110:14296-14301.
- de Vries, F. T. and Wallenstein, M. D. 2017.
Below-ground connections underlying above-ground food production: a framework for optimising ecological connections in the rhizosphere. *Journal of Ecology* 105:913-920.
- Dexter, A. R. 2004.
Soil physical quality: Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. *Geoderma* 120:201-214.
- Dick, R. P. 1992.
A review: long-term effects of agricultural systems on soil biochemical and microbial parameters. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 40:25-36.
- Donley, N. 2019.
The USA lags behind other agricultural nations in banning harmful pesticides. *Environmental Health* 18:44.
- Drinkwater, L. E., Cambardella, C. A., Reeder, J. D. and Rice, C. W. 1997.
Potentially mineralizable nitrogen as an indicator of biologically active soil nitrogen. *Methods for assessing soil quality* 49:217-229.
- Edmeades, D. C. 2003.
The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and quality: a review. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 66:165-180.
- European and Mediterranean Plant Protection Organization 2013.
Nematode extraction. *EPPO Bulletin* 43:471-495.
- European and Mediterranean Plant Protection Organization 2017.
PM 7/87 (2) *Ditylenchus destructor* and *Ditylenchus dipsaci*. In: *EPPO Bulletin*, pp. 401-419.
- Fan, J., McConkey, B., Wang, H. and Janzen, H. 2016.
Root distribution by depth for temperate agricultural crops. *Field Crops Research* 189:68-74.
- Ferris, H. 2010.
Contribution of nematodes to the structure and function of the soil food web. *J. Nematol.* 42:63-67.
- Fierer, N. 2017.
Embracing the unknown: disentangling the complexities of the soil microbiome. *Nat. Rev. Microbiol.* 15:579.

- Fierer, N. and Jackson, R. B. 2006.
The diversity and biogeography of soil bacterial communities. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 103:626-631.
- Fließbach, A., Oberholzer, H.-R., Gunst, L. and Mäder, P. 2007.
Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118:273-284.
- Fornell, C. and Bookstein, F. L. 1982.
Two structural equation models: LISREL and PLS applied to consumer exit-voice theory. *Journal of Marketing research* 19:440-452.
- Frostegård, A. and Bååth, E. 1996.
The use of phospholipid fatty acid analysis to estimate bacterial and fungal biomass in soil. *Biol. Fertil. Soils* 22:59-65.
- Frostegård, A., Bååth, E. and Tunlid, A. 1993.
Shifts in the structure of soil microbial communities in limed forests as revealed by phospholipid fatty-acid analysis. *Soil Biol. Biochem.* 25:723-730.
- Ghorbani, R., Wilcockson, S., Koocheki, A. and Leifert, C. 2009.
Soil management for sustainable crop disease control: a review. *Organic farming, pest control and remediation of soil pollutants* 177-201.
- Girvan, M. S., Bullimore, J., Pretty, J. N., Osborn, A. M. and Ball, A. S. 2003.
Soil type is the primary determinant of the composition of the total and active bacterial communities in arable soils. *Appl. Environ. Microbiol.* 69:1800-1809.
- Gomiero, T., Pimentel, D. and Paoletti, M. G. 2011.
Environmental Impact of Different Agricultural Management Practices: Conventional vs. Organic Agriculture. *Crit. Rev. Plant Sci.* 30:95-124.
- Griffiths, B. S. 1994.
Microbial-feeding nematodes and protozoa in soil- their effects on microbial activity and nitrogen mineralization in decomposition hotspots and the rhizosphere. *Plant and Soil* 164:25-33.
- Guron, G. K., Arango-Argoty, G., Zhang, L., Pruden, A. and Ponder, M. A. 2019.
Effects of Dairy Manure-Based Amendments and Soil Texture on Lettuce-and Radish-Associated Microbiota and Resistomes. *Mosphere* 4.
- Hair, J. F., Ringle, C. M. and Sarstedt, M. 2011.
PLS-SEM: Indeed a silver bullet. *Journal of Marketing theory and Practice* 19:139-152.
- Hanks, G. R. 2002.
Commercial production of Narcissus bulbs. *Narcissus and daffodil: the genus Narcissus* 53-130.
- Hansen, B., Alrøe, H. F. and Kristensen, E. S. 2001.
Approaches to assess the environmental impact of organic farming with particular regard to Denmark. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 83:11-26.
- Hany, R. 2001.
Systems Trial: Microbial Biomass, Activity and Diversity Affect the Decomposition of Plant Residues. *Sustainable Management of Soil Organic Matter* 383.
- Harman, G., Lorito, M. and Lynch, J. 2004.
Uses of *Trichoderma* spp. to alleviate or remediate soil and water pollution. *Advances in applied microbiology* 56:313-330.
- Harman, G. E. 2000.
Myths and Dogmas of Biocontrol Changes in Perceptions Derived from Research on *Trichoderma harzianum* T-22. *Plant Disease* 84:377-393.
- Henseler, J. 2010.
On the convergence of the partial least squares path modeling algorithm. *Computational statistics* 25:107-120.
- Henseler, J. and Sarstedt, M. 2013.
Goodness-of-fit indices for partial least squares path modeling. *Computational statistics* 28:565-580.
- Hines, J., van der Putten, W. H., De Deyn, G. B., Wagg, C., Voigt, W., Mulder, C., Weisser, W. W., Engel, J., Melian, C. and Scheu, S. 2015.
Towards an integration of biodiversity-ecosystem functioning and food web theory to evaluate relationships between multiple ecosystem services. *Advances in ecological research* 53:161-199.

- Hooper, D. 1990.
Extraction and processing of plant and soil nematodes. Plant parasitic nematodes in subtropical and tropical agriculture. 45-68.
- Hothorn, T., Bretz, F. and Westfall, P. 2008.
Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal* 50:346-363.
- Huhta, V. 2007.
The role of soil fauna in ecosystems: A historical review. *Pedobiologia* 50:489-495.
- Imfeld, G. and Vuilleumier, S. 2012.
Measuring the effects of pesticides on bacterial communities in soil: a critical review. *European Journal of Soil Biology* 49:22-30.
- Janvier, C., Villeneuve, F., Alabouvette, C., Edel-Hermann, V., Mateille, T. and Steinberg, C. 2007.
Soil health through soil disease suppression: Which strategy from descriptors to indicators? *Soil Biol. Biochem.* 39:1-23.
- Jiang, Y., Li, S., Li, R., Zhang, J., Liu, Y., Lv, L., Zhu, H., Wu, W. and Li, W. 2017.
Plant cultivars imprint the rhizosphere bacterial community composition and association networks. *Soil Biology and Biochemistry* 109:145-155.
- Keller, T. and Dexter, A. R. 2012.
Plastic limits of agricultural soils as functions of soil texture and organic matter content. *Soil Research* 50:7-17.
- Khan, F., Jhon, A., Khan, F. and Mir, M. 2006.
Effect of NPK and Zn on growth, flowering and bulb production in tulip under polyhouse conditions in Kashmir. *Journal of Horticultural Sciences* 1:129-134.
- Khan, F., Siddique, M., Khan, F. and Nazki, I. 2009.
Effect of biofertilizers on growth, flower quality and bulb yield in tulip (*Tulipa gesneriana*). *Indian Journal of Agricultural Sciences* 79:248-251.
- Kibblewhite, M., Ritz, K. and Swift, M. 2008.
Soil health in agricultural systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363:685-701.
- Kim, M., Heo, E., Kang, H. and Adams, J. 2013.
Changes in soil bacterial community structure with increasing disturbance frequency. *Microb. Ecol.* 66:171-181.
- Krzywinski, M. and Altman, N. 2014.
Visualizing samples with box plots. Nature Publishing Group.
- Kulmatiski, A., Anderson-Smith, A., Beard, K. H., Doucette-Riise, S., Mazzacavallo, M., Nolan, N. E., Ramirez, R. A. and Stevens, J. R. 2014.
Most soil trophic guilds increase plant growth: a meta-analytical review. *Oikos* 123:1409-1419.
- Kuznetsova, A., Brockhoff, P. B. and Christensen, R. H. B. 2017.
lmerTest package: tests in linear mixed effects models. 2017 82:26.
- Lenth, R. 2019.
emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.3.5.1.
- Ling, N., Zhu, C., Xue, C., Chen, H., Duan, Y., Peng, C., Guo, S. and Shen, Q. 2016.
Insight into how organic amendments can shape the soil microbiome in long-term field experiments as revealed by network analysis. *Soil Biology and Biochemistry* 99:137-149.
- Longley, R., Noel, Z. A., Benucci, G. M. N., Chilvers, M. I., Trail, F. and Bonito, G. 2020.
Crop Management Impacts the Soybean (*Glycine max*) Microbiome. *Front. Microbiol.* 11:1116.
- Looman, B., van Leeuwen, P., Sloopweg, G., van Dam, M. and Vreeburg, P. 2018.
Ziekten en plagen bij Bloembollen.
- Love, M. I., Huber, W. and Anders, S. 2014.
Moderated estimation of fold change and dispersion for RNA-seq data with DESeq2. *Genome biology* 15:1-21.
- Luo, Y., Terkawi, M. A., Jia, H., Aboge, G. O., Goo, Y.-K., Cao, S., Li, Y., Yu, L., Ooka, H. and Kamyngkird, K. 2012.
A double antibody sandwich enzyme-linked immunosorbent assay for detection of secreted antigen 1 of *Babesia microti* using hamster model. *Experimental parasitology* 130:178-182.
- Mahoney, A. K., Yin, C. and Hulbert, S. H. 2017.
Community structure, species variation, and potential functions of rhizosphere-associated bacteria of different winter wheat (*Triticum aestivum*) cultivars. *Front. Plant Sci.* 8:132.

- Marschner, P. 2012.
Rhizosphere biology. Pp. 369-388 *in* Marschner's mineral nutrition of higher plants, Elsevier.
- Martin, M. 2011.
Cutadapt removes adapter sequences from high-throughput sequencing reads. *EMBnet. journal* 17:10-12.
- McGovern, R. J. and Elmer, W. H. 2017.
Diseases of Tulip. Pp. 1-26 *in* McGovern, R. J. and Elmer, W. H., ed. *Handbook of Florists' Crops Diseases*, Cham: Springer International Publishing.
- McLauchlan, K. 2006.
The nature and longevity of agricultural impacts on soil carbon and nutrients: a review. *Ecosystems* 9:1364-1382.
- McMurdie, P. J. and Holmes, S. 2013.
phyloseq: an R package for reproducible interactive analysis and graphics of microbiome census data. *PLoS one* 8:e61217.
- Medina-Sauza, R. M., Álvarez-Jiménez, M., Delhal, A., Reverchon, F., Blouin, M., Guerrero-Analco, J. A., Cerdán, C. R., Guevara, R., Villain, L. and Barois, I. 2019.
Earthworms Building Up Soil Microbiota, a Review. *Frontiers in Environmental Science* 7.
- Meredith, S. and Willer, H. 2014.
Organic in Europe-prospects and developments. IFOAM EU Group.
- Mie, A., Andersen, H. R., Gunnarsson, S., Kahl, J., Kesse-Guyot, E., Rembiałkowska, E., Quaglio, G. and Grandjean, P. 2017.
Human health implications of organic food and organic agriculture: a comprehensive review. *Environmental Health* 16:111.
- Moreno, C., Castillo, F., González, A., Bernal, D., Jaimes, Y., Chaparro, M., González, C., Rodríguez, F., Restrepo, S. and Cotes, A. 2009.
Biological and molecular characterization of the response of tomato plants treated with *Trichoderma koningiopsis*. *Physiological and Molecular Plant Pathology* 74:111-120.
- Morriën, E., Hannula, S. E., Snoek, L. B., Helmsing, N. R., Zweers, H., de Hollander, M., Soto, R. L., Bouffaud, M.-L., Buée, M., Dimmers, W., Duyts, H., Geisen, S., Girlanda, M., Griffiths, R. I., Jørgensen, H.-B., Jensen, J., Plassart, P., Redecker, D., Schmelz, R. M., Schmidt, O., Thomson, B. C., Tisserant, E., Uroz, S., Winding, A., Bailey, M. J., Bonkowski, M., Faber, J. H., Martin, F., Lemanceau, P., de Boer, W., van Veen, J. A. and van der Putten, W. H. 2017.
Soil networks become more connected and take up more carbon as nature restoration progresses. *Nat. Commun.* 8:14349.
- Musseau, C., Vincenzi, S., Jesenšek, D., Cantera, I., Boulêtreau, S., Santoul, F. and Crivelli, A. J. 2015.
Direct and indirect effects of environmental factors on dietary niches in size-structured populations of a wild salmonid. *Ecosphere* 6:1-15.
- Niedziela, C. E., Nelson, P. V. and Dickey, D. A. 2015a.
Growth, Development, and Mineral Nutrient Accumulation and Distribution in Tulip from Planting through Postanthesis Shoot Senescence. *In: International Journal of Agronomy*.
- Niedziela, C. E., Nelson, P. V. and Dickey, D. A. 2015b.
Growth, Development, and Mineral Nutrient Accumulation and Distribution in Tulip from Planting through Postanthesis Shoot Senescence. *International Journal of Agronomy* 2015:341287.
- Nilsson, R. H., Larsson, K.-H., Taylor, A. F. S., Bengtsson-Palme, J., Jeppesen, T. S., Schigel, D., Kennedy, P., Picard, K., Glöckner, F. O., Tedersoo, L., Saar, I., Kõljalg, U. and Abarenkov, K. 2018.
The UNITE database for molecular identification of fungi: handling dark taxa and parallel taxonomic classifications. *Nucleic Acids Research* 47:D259-D264.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R. B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., and Wagner, H. 2018.
vegan: Community Ecology Package. R package version 2.4-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Olle, M. and Williams, I. 2013.
Effective microorganisms and their influence on vegetable production—a review. *The Journal of Horticultural Science and Biotechnology* 88:380-386.
- Palm, C., Blanco-Canqui, H., DeClerck, F., Gatiere, L. and Grace, P. 2014.
Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. *Agric. Ecosyst. Environ.* 187:87-105.

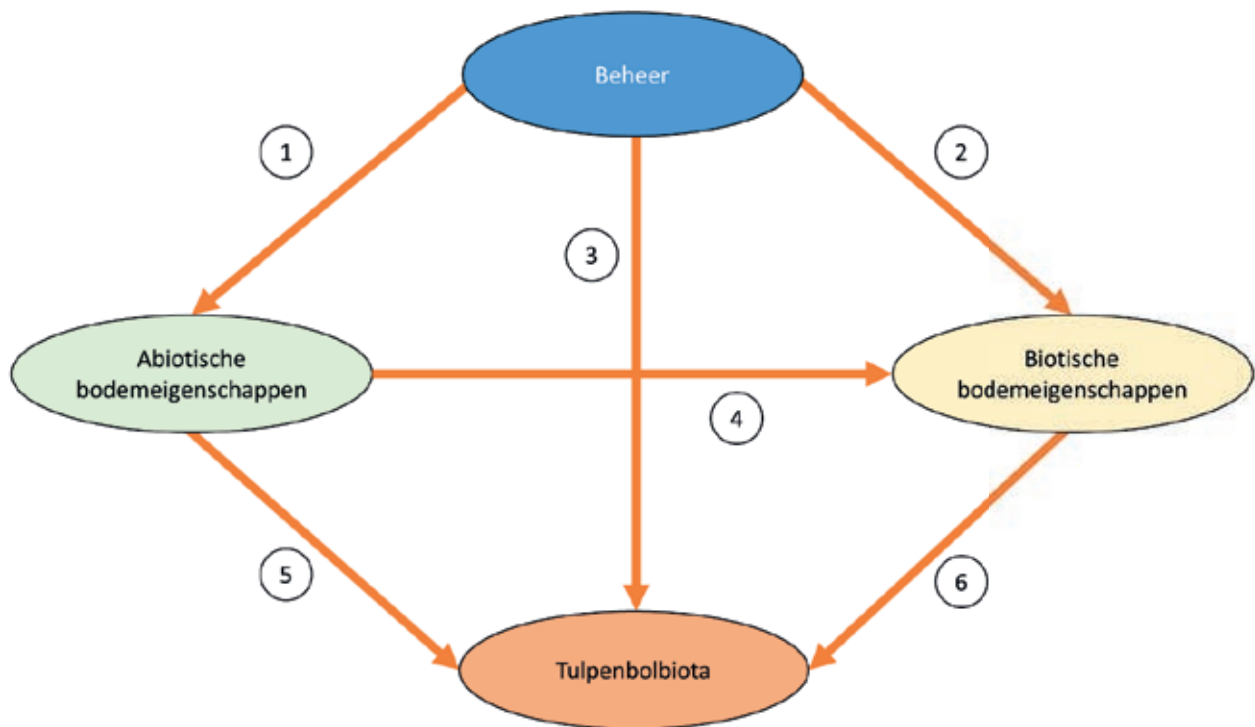
- Pershina, E., Ivanova, E., Nagieva, A., Zhiengaliev, A., Chirak, E., Andronov, E. and Sergaliev, N. K. 2016.
A comparative analysis of microbiomes in natural and anthropogenically disturbed soils of northwestern Kazakhstan. *Eurasian Soil Science* 49:673-684.
- Pieterse, C. M., de Jonge, R. and Berendsen, R. L. 2016.
The soil-borne supremacy. *Trends in plant science* 21:171-173.
- Pimentel, D., Stachow, U., Takacs, D. A., Brubaker, H. W., Dumas, A. R., Meaney, J. J., Oneil, J. A. S., Onsi, D. E. and Corzilius, D. B. 1992.
Conserving biological diversity in agricultural forestry systems- most biological diversity exists in human-managed ecosystems. *Bioscience* 42:354-362.
- Quast, C., Pruesse, E., Yilmaz, P., Gerken, J., Schweer, T., Yarza, P., Peplies, J. and Glöckner, F. O. 2012.
The SILVA ribosomal RNA gene database project: improved data processing and web-based tools. *Nucleic Acids Research* 41:D590-D596.
- R Core Team 2020.
R: A Language and Environment for Statistical Computing.
- Rampersad, S. N. 2020.
Pathogenomics and management of Fusarium diseases in plants. *Pathogens* 9:340.
- Reganold, J. P. and Wachter, J. M. 2016.
Organic agriculture in the twenty-first century. *Nat. Plants* 2:1-8.
- Richter, D. D. and Markewitz, D. 1995.
How deep is soil? *Bioscience* 45:600-609.
- Richter, J. and Roelcke, M. 2000.
The N-cycle as determined by intensive agriculture - examples from central Europe and China. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 57:33-46.
- Rolfe, S. A., Griffiths, J. and Ton, J. 2019.
Crying out for help with root exudates: adaptive mechanisms by which stressed plants assemble health-promoting soil microbiomes. *Curr. Opin. Microbiol.* 49:73-82.
- Römbke, J., Sousa, J.-P., Schouten, T. and Riepert, F. 2006.
Monitoring of soil organisms: a set of standardized field methods proposed by ISO. *European Journal of Soil Biology* 42:S61-S64.
- Rousk, J. and Bååth, E. 2011.
Growth of saprotrophic fungi and bacteria in soil. *FEMS Microbiol. Ecol.* 78:17-30.
- Rowell, D. L. 2014.
Soil science: Methods & applications. Routledge.
- Ruf, A. and Beck, L. 2005.
The use of predatory soil mites in ecological soil classification and assessment concepts, with perspectives for oribatid mites. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 62:290-299.
- Sabbe, W. E. and Marx, D. B. 1987.
Soil sampling: spatial and temporal variability. *Soil testing: Sampling, correlation, calibration, and interpretation* 21:1-14.
- Sanchez, G., Trinchera, L. and Russolillo, G. 2013.
plspm: tools for partial least squares path modeling (PLS-PM). R package version 0.4 1.
- Sanchez, G., Trinchera, L. and Russolillo, G. 2017.
Package "plspm": Tools for Partial Least Squares Path Modeling (PLS-PM).
- Schnoor, T. K., Lekberg, Y., Rosendahl, S. and Olsson, P. A. 2011.
Mechanical soil disturbance as a determinant of arbuscular mycorrhizal fungal communities in semi-natural grassland. *Mycorrhiza* 21:211-220.
- Slangen, J. H. G., Krook, G. J., Hendriks, C. H. M. and Hof, N. A. A. 1989.
Nitrogen dressing and nutrient absorption of lilies (asiatic hybrids) on sandy soils. In: *Netherlands Journal of Agricultural Science* 37 (1989); ISSN: 0028-2928. 1989.
- Smith, P. 2004.
Carbon sequestration in croplands: the potential in Europe and the global context. *European journal of agronomy* 20:229-236.
- Sparks, D. L., Page, A., Helmke, P. and Loeppert, R. H. 2020.
Methods of soil analysis, part 3: Chemical methods. John Wiley & Sons.

- Stephan, J. G., Pourazari, F., Tattersdill, K., Kobayashi, T., Nishizawa, K. and De Long, J. R. 2017.
Long-term deer enclosure alters soil properties, plant traits, understory plant community and insect herbivory, but not the functional relationships among them. *Oecologia* 184:685-699.
- Stolze, M. and Lampkin, N. 2009.
Policy for organic farming: Rationale and concepts. *Food Policy* 34:237-244.
- Sukkel, W. and Hommes, M. 2009.
Research on organic agriculture in the Netherlands: organisation, methodology and results. Wageningen UR.
- Sun, S., Li, S., Avera, B. N., Strahm, B. D. and Badgley, B. D. 2017.
Soil bacterial and fungal communities show distinct recovery patterns during forest ecosystem restoration. *Appl. Environ. Microbiol.* 83.
- Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R. and Polasky, S. 2002.
Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418:671-677.
- Tsiafouli, M. A., Thébault, E., Sgardelis, S. P., de Ruiter, P. C., van der Putten, W. H., Birkhofer, K., Hemerik, L., de Vries, F. T., Bardgett, R. D., Brady, M. V., Bjornlund, L., Jørgensen, H. B., Christensen, S., D' Hertefeldt, T., Hotes, S., Hol, W. H. G., Frouz, J., Liiri, M., Mortimer, S. R., Setälä, H., Tzanopoulos, J., Uteseny, K., Pižl, V., Stary, J., Wolters, V. and Hedlund, K. 2015.
Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. *Global Change Biology* 21:973-985.
- Van Bezooijen, J. 2006.
Methods and techniques for nematology. Wageningen University Wageningen, The Netherlands.
- Van Straalen, N. and Rijninks, P. 1982.
Efficiency of Tullgren apparatus with respect to interpreting seasonal changes in age structure of soil arthropod populations. *Pedobiologia*.
- van Wijngaarden, R. P., Cuppen, J. G., Arts, G. H., Crum, S. J., van den Hoorn, M. W., van den Brink, P. J. and Brock, T. C. 2004.
Aquatic risk assessment of a realistic exposure to pesticides used in bulb crops: a microcosm study. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal* 23:1479-1498.
- Veen, G., Snoek, B. L., Bakx-Schotman, T., Wardle, D. A. and van der Putten, W. H. 2019.
Relationships between fungal community composition in decomposing leaf litter and home-field advantage effects. *Functional Ecology* 33:1524-1535.
- Vinzi, V. E., Trinchera, L. and Amato, S. 2010.
PLS path modeling: from foundations to recent developments and open issues for model assessment and improvement. Pp. 47-82 *ined.* Handbook of partial least squares, Springer.
- Wander, M., Traina, S., Stinner, B. and Peters, S. 1994.
Organic and conventional management effects on biologically active soil organic matter pools. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:1130-1139.
- Wang, L. and Li, X. 2019.
Steering soil microbiome to enhance soil system resilience. *Critical Reviews in Microbiology* 45:743-753.
- Wang, Q., Garrity, G. M., Tiedje, J. M. and Cole, J. R. 2007.
Naive Bayesian classifier for rapid assignment of rRNA sequences into the new bacterial taxonomy. *Appl. Environ. Microbiol.* 73:5261-5267.
- Warnes, G. R., Bolker, B., Bonebakker, L., Gentleman, R., Huber, W., Liaw, A., Lumley, T., Maechler, M., Magnusson, A. and Moeller, S. 2020.
gplots: various R programming tools for plotting data. R Package Version 3.0.4. R Foundation for Statistical Computing Vienna, Austria.
- Webster, J. 1967.
The significance of biological races of *Ditylenchus dipsaci* and their hybrids. *Annals of applied biology* 59:77-83.
- Wei, Z., Yang, T., Friman, V.-P., Xu, Y., Shen, Q. and Jousset, A. 2015.
Trophic network architecture of root-associated bacterial communities determines pathogen invasion and plant health. *Nat. Commun.* 6:1-9.
- Wendt, K. R., Vrain, T. C. and Webster, J. M. 1993.
Separation of three species of *Ditylenchus* and some host races of *D. dipsaci* by restriction fragment length polymorphism. *J. Nematol.* 25:555.
- Werner, M. R. 1997.
Soil quality characteristics during conversion to organic orchard management. *Appl. Soil Ecol.* 5:151-167.

- Wesemael, W. M. L., Viaene, N. and Moens, M. 2011.
Root-knot nematodes (*Meloidogyne* spp.) in Europe. *Nematology* 13:3-16.
- Wickham, H., Chang, W., Henry, L., Pedersen, T., Takahashi, K., Wilke, C., Woo, K., Yutani, H. and Dunnington, D. 2016.
ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis New York, NY, USA: Springer-Verlag.
- Wiersum, L. K. 1971.
Tulip root behaviour and aeration requirements. *Acta Horticulturae* 318-325.
- Wilke, C. O., Wickham, H. and Wilke, M. C. O. 2019.
Package 'cowplot'. Streamlined Plot Theme and Plot Annotations for 'ggplot2'.
- Williamson, D. F., Parker, R. A. and Kendrick, J. S. 1989.
The box plot: a simple visual method to interpret data. *Annals of internal medicine* 110:916-921.
- Wilson, M. J. and Khakouli-Duarte, T. 2009.
Nematodes as Environmental Indicators. Wallingford, United Kingdom: CABI.
- Yeates, G. W., Bongers, T., Degoede, R. G. M., Freckman, D. W. and Georgieva, S. S. 1993.
Feeding-habits in soil nematode families and genera- an outline for soil ecologists. *J. Nematol.* 25:315-331.
- Zaehle, S., Bondeau, A., Carter, T. R., Cramer, W., Erhard, M., Prentice, I. C., Reginster, I., Rounsevell, M. D., Sitch, S. and Smith, B. 2007.
Projected changes in terrestrial carbon storage in Europe under climate and land-use change, 1990–2100. *Ecosystems* 10:380-401.

Bijlage 1 *A priori* path model

A priori model met relaties tussen beheer, abiotische en biotische bodemeigenschappen en tulpenbolbiota. Het is bekend dat beheer een effect op abiotische bodem eigenschappen zoals stikstof, Ca, mg, zuurgraad, etc. heeft (Clark *et al.* 1998; Gomiero *et al.* 2011) (1) en biotische bodemeigenschappen zoals overvloed, diversiteit en activiteit van bodem organismen (Hansen *et al.* 2001; Gomiero *et al.* 2011) (2) veroorzaakt door verschillende chemische toepassingen, vruchtwisseling, diepte van ploegen, etc. Beheer kan directe effecten op tulpenbolbiota (b.v. door chemicaliën) hebben (van Wijngaarden *et al.* 2004) (3). Abiotische bodemeigenschappen kunnen biotische bodemeigenschappen beïnvloeden (Kibblewhite *et al.* 2008) (4) (bidirectionele effecten zijn ook mogelijk, maar abiotische bodemeigenschappen zijn vaak sterkere). Ten slotte abiotische (5) en biotische (6) bodemeigenschappen kunnen effecten op tulpenbolbiota (beide benuttig en schadelijke organismen) (Khan *et al.* 2009; Niedziela *et al.* 2015a; McGovern and Elmer, 2017).



Bijlage 2 Ondernemersvragen

- 1 Hoe veel jaren hebt u op dit perceel geteeld?
- 2 Is het je eigen land of gehuurd?

Vruchtwisseling

- 3 Welke gewassen
- 4 Welk gewas vorig jaar
- 5 Hoe vaak tulp

Middelen tegen ziekten

- 6 Wat door de grond
- 7 Wat in ontsmettingsbad
- 8 Waarmee spuiten op veld
- 9 Waarmee gassen in de schuur
- 10 Middelen vorig jaar door de grond
- 11 Middelen 2 jaar geleden door de grond

Onkruidbeheer/bestrijding

- 12 Wat voor onkruidbestrijding: chemisch, mechanisch, mulchen combinatie
- 13 Welke chemische middelen, recent toegepast?
- 14 Mechanische: hoe vaak?
- 15 Mulchen: waarmee, hoeveel/ha?

Voeding

- 16 Welke type meststoffen gebruikt u: anorganisch/organisch
- 17 groenbemesters
- 18 Stalmest
- 19 Champost
- 20 Stro

Grondbewerking

- 21 Wat voor grondbewerking (ploegen, spitten, hoe diep)

Info grond

- 22 Heeft u rapporten over fysische chemische eigenschappen van de grond? Kunnen wij kopie krijgen?

Specifieke ervaringen met perceel

- 23 Ervaring met ziekten en plagen op dit perceel: wat en wanneer?
- 24 Welke ziekten/plagen
Hoe zwaar was de aantasting 1-5 (veel)
- 25 Natte droge plekken in perceel
- 26 Storende laag in perceel
- 27 Onkruidplekken

Bijlage 3 Variabelen gebruikt in de path model

Gemeten variabelen gebruikt als reflectieve indicatoren in de latente variabelen in de staatsmodellen van de Partial Least Squares Path Model.

Latente variabelen	Indicatoren
Beheerregime	Bodemsoort (klei, zand), penetrometer, Totale hoeveelheid chemische residu bollen, hoeveelheid fungiciden bollen, hoeveelheid insecticiden bollen, totale hoeveelheid chemische residu bodem, hoeveelheid fungiciden bollen, jaren geteeld, vruchtwisseling, diepte van ploegen
Abiotische bodemeigenschappen	N-totale bodemvoorraad, C:N-ratio, N-leverend vermogen, S-totale bodemvoorraad, C:S-ratio, S-leverend vermogen, P-bodemvoorraad, K-bodemvoorraad, Ca-bodemvoorraad, Mg-bodemvoorraad, pH, C-organisch, organische stof, C:organische stof-ratio, koolzure kalk, klei, silt, zand, klei-humus, CEC, Ca, Mg, K and Na saturation, verkruijmelbaarheid, verslemping
Biotische bodemeigenschappen	Totaal nematoden, plantparasieten nematoden, <i>Ditylenchus dipsaci</i> , bacterien-eters nematoden, schimmel-eters nematoden, carnivoor-omnivoor nematoden, Astigmatina, Oribatida, Prostigmata, Mesostigmat, collembola, Diptera, microbiële biomassa, microbiële activiteit, schimmel:bacterie ratio, schimmel biomassa, bacterie biomassa, Agaricomycetes, Leotiomycetes, Mortierellomycetes, Pezizomycetes, Sordariomycetes, Alphaproteobacteria, Bacteroidia, Blastocatellia (subgroup 4), Deltaproteobacteria, Gammaproteobacteria, Thermoleophilia, Verrucomicrobiae
Tulpenbolbiota	Totaal nematoden, plantparasieten nematoden, bacteriën-eters nematoden, schimmel-eters nematoden, Agaricomycetes, Ascomycota cls incertae sedis, Dothideomycetes, Eurotiomycetes, Leotiomycetes, Sordariomycetes, Enterobacteriaceae

C = koolstof, Ca = calcium, CEC = cation exchange capaciteit, K = kalium, Mg = magnesium, N = stikstof, Na = natrium, P = fosfor, S = zwavel

Bijlage 4 Loadings van de path model

Mean en standard fout van de loadings (bijdrage van elke gemeten indicator aan de path coefficient) na bootstrapping-vergelijking van originele waarden. Indicatoren met een * werden vermenigvuldigd met -1 om aan de aannames van het model te voldoen.

Latent variabel	Indicator	Original loading	Bootstrapped loading	Standaard fout
Beheer	Hoeveelheid fungiciden bollen	0,775	0,711	0,232
Beheer	Totale hoeveelheid bollen	0,777	0,714	0,231
Beheer	Hoeveelheid fungiciden bodem	0,906	0,906	0,090
Beheer	Totale hoeveelheid bodem	0,905	0,904	0,090
Beheer	Diepte van ploegen	0,807	0,819	0,083
Abiotische bodemeigenschap	N-totale bodemvoorraad	0,877	0,866	0,070
Abiotische bodemeigenschap	S-leverend vermogen	0,883	0,856	0,139
Abiotische bodemeigenschap	N-leverend vermogen	0,876	0,870	0,058
Abiotische bodemeigenschap	S-totale bodemvoorraad *	0,695	0,666	0,201
Abiotische bodemeigenschap	K-bodemvoorraad	0,830	0,800	0,116
Abiotische bodemeigenschap	Ca-bodemvoorraad	0,990	0,982	0,036
Abiotische bodemeigenschap	Mg-bodemvoorraad	0,905	0,887	0,076
Abiotische bodemeigenschap	C-organisch	0,886	0,875	0,065
Abiotische bodemeigenschap	Organische stof	0,863	0,851	0,076
Abiotische bodemeigenschap	Koolzure kalk	0,788	0,778	0,099
Abiotische bodemeigenschap	pH	0,694	0,713	0,139
Abiotische bodemeigenschap	Klei	0,967	0,959	0,037
Abiotische bodemeigenschap	Silt	0,940	0,928	0,052
Abiotische bodemeigenschap	Zand*	0,986	0,975	0,036
Abiotische bodemeigenschap	Klei-humus	0,984	0,973	0,038
Abiotische bodemeigenschap	Ca-bezetting	0,781	0,803	0,102
Abiotische bodemeigenschap	K-bezetting	0,849	0,873	0,083
Abiotische bodemeigenschap	Na-bezetting	0,763	0,811	0,123
Abiotische bodemeigenschap	Verkruimelbaarheid	0,938	0,935	0,040
Abiotische bodemeigenschap	Verslemping	0,859	0,870	0,052
Biotische bodemeigenschap	Totaal nematoden bodem	0,900	0,865	0,133
Biotische bodemeigenschap	Plantparasieten nematoden*	0,912	0,901	0,188
Tulpenbolbiota	Agaricomycetes	0,903	0,892	0,157
Tulpenbolbiota	Leotiomycetes	0,954	0,921	0,171

Bijlage 5 Bootstrapped path model coefficients

Originele en bootstrapped path coefficients, met standaard fout (SE) op directe en totale paths.

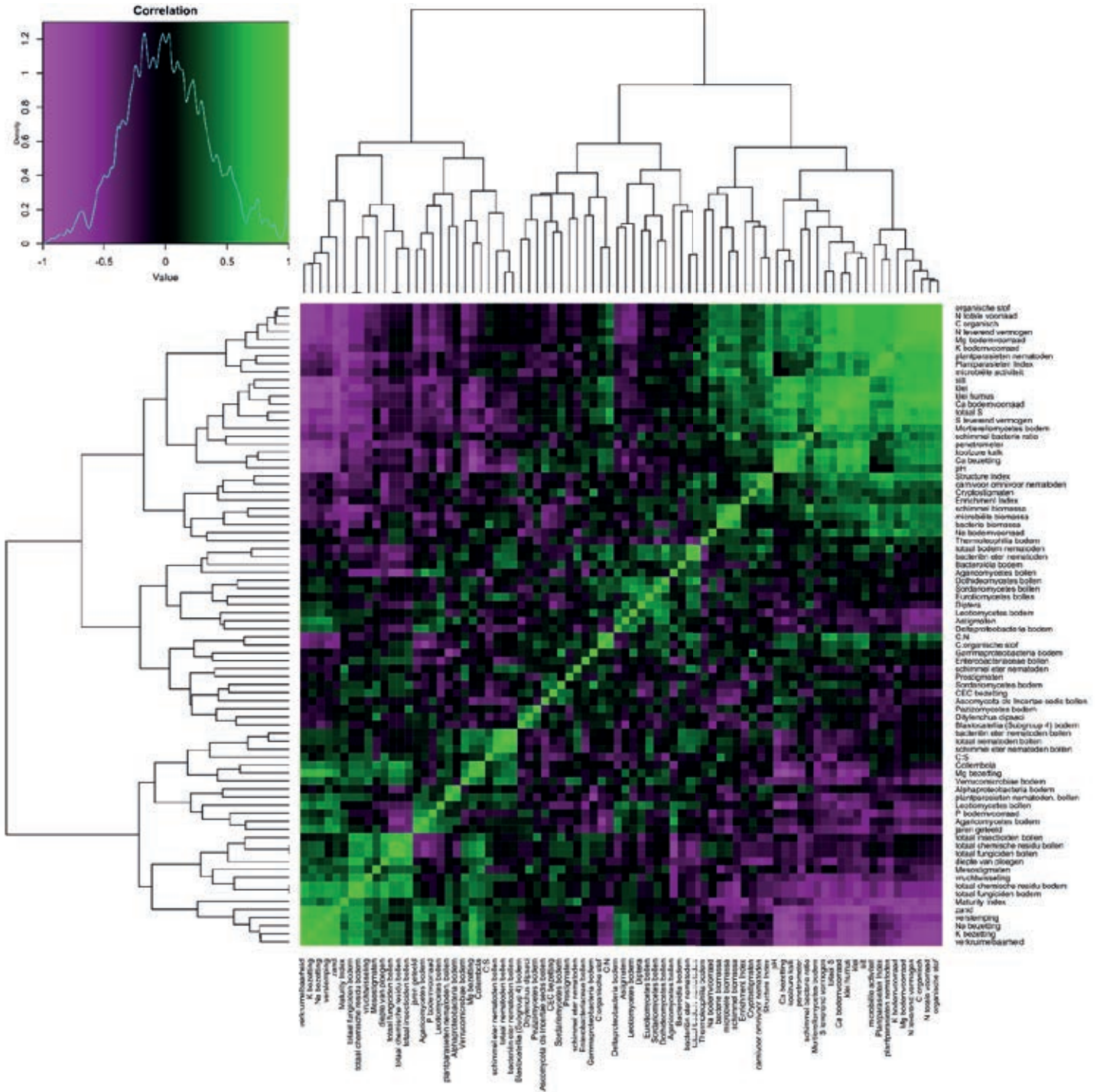
Paths		Direct effect			Totaal effect		
		Origineel	Mean	SE	Origineel	Mean	SE
Beheerregime	→ Abiotische bodemeigenschappen	-0,473	-0,475	0,225	-0,473	-0,475	0,225
Beheerregime	→ Biotische bodemeigenschappen	-0,669	-0,599	0,231	-0,622	-0,625	0,157
Beheerregime	→ Tulpenbolbiota	-0,378	-0,367	0,252	-0,384	-0,394	0,168
Abiotische bodemeigenschappen	→ Biotische bodemeigenschappen	-0,099	-0,020	0,350	-0,099	-0,020	0,350
Abiotische bodemeigenschappen	→ Tulpenbolbiota	-0,553	-0,608	0,261	-0,596	-0,593	0,244
Biotische bodemeigenschappen	→ Tulpenbolbiota	0,430	0,502	0,337	0,430	0,502	0,337

Bijlage 6 Deseq2 F- en p-values

Excel sheet met F- en p-values voor alle Deseq2 analyses op bacterie en schimmel taxa in bollen en bodem monsters van tulpengronden met biologisch, geïntegreerd en gangbaar beheer op klei en zandbodems.

Bijlage 8 Spearman correlatie heatmap

Spearman correlatie heatmap matrix met relaties tussen abiotische en biotische bodemeigenschappen, tulpenbolbiota en beheer technieken. Zo heldere magenta en groen betekent een sterkere negatieve en positieve relatie tussen de variabelen respectief.



Bijlage 9 Responsvariabel codes voor de netwerken

Specifieke codes van elke responsvariabel die gebruikt worden in de netwerk analyses die in Figuur 14 getoond zijn.

Code	Variabel	Code	Variabel	Code	Variabel
1	penetrometer	28	P bodemvoorraad	55	totaal insecticiden bollen
2	totaal bodem nematoden	29	K bodemvoorraad	56	totaal chemische residu bollen
3	plantparasieten nematoden	30	Ca bodemvoorraad	57	totaal fungiciden bodem
4	Ditylenchus dipsaci	31	Mg bodemvoorraad	58	totaal chemische residu bodem
5	bacteriën eter nematoden	32	Na bodemvoorraad	59	jaren geteeld
6	schimmel eter nematoden	33	pH	60	vruchtwisseling
7	carnivoor omnivoor nematoden	34	C organisch	61	diepte van ploegen
8	Enrichment Index	35	organische stof	62	Agaricomycetes bollen
9	Structure Index	36	C:organische stof	63	Ascomycota cl. Incertae sedis bollen
10	Maturity Index	37	koolzure kalk	64	Dothideomycetes bollen
11	Plantparasieten Index	38	klei	65	Eurotiomycetes bollen
12	totaal nematoden bollen	39	silt	66	Leotiomycetes bollen
13	plantparasieten nematoden bollen	40	zand	67	Sordariomycetes bollen
14	bacteriën eter nematoden bollen	41	klei humus	68	Agaricomycetes bodem
15	schimmel eter nematoden bollen	42	CEC bezetting	69	Leotiomycetes bodem
16	Astigmaten	43	Ca bezetting	70	Mortierellomycetes bodem
17	Cryptostigmaten	44	Mg bezetting	71	Pezizomycetes bodem
18	Prostigmaten	45	K bezetting	72	Sordariomycetes bodem
19	Mesostigmaten	46	Na bezetting	73	Enterobacteriaceae bollen
20	Collembola	47	verkruijmelbaarheid	74	Alphaproteobacteria bodem
21	Diptera	48	verslumping	75	Bacteroidia bodem
22	N totale voorraad	49	microbiële biomassa	76	Blastocatellia (Subgroup 4) bodem
23	C:N	50	microbiële activiteit	77	Deltaaproteobacteria bodem
24	N leverend vermogen	51	schimmel bacterie ratio	78	Gammaaproteobacteria bodem
25	totaal S	52	schimmel biomassa	79	Thermoleophiilia bodem
26	C:S	53	bacterie biomassa	80	Verrucomicrobiae bodem
27	S leverend vermogen	54	totaal fungiciden bollen		

To explore
the potential
of nature to
improve the
quality of life



Wageningen University & Research,
BU Glastuinbouw - Bloembollen
Postbus 20
2665 ZG Bleiswijk
Violierenweg 1
2665 MV Bleiswijk
T +31 (0)317 48 56 06
F +31 (0) 10 522 51 93
www.wur.nl/glastuinbouw

Rapport WPR-1057

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 6.800 medewerkers (6.000 fte) en 12.900 studenten behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.