

Gesondheidsevaluasie van stedelike eike (*Quercus robur* L.) met behulp van fisiologiese parameters: 'n Suid-Afrikaanse gevallestudie

Soané Ludick,¹ Jacques M Berner,¹ Roelof D Coertze,² Sarel S Cilliers¹

¹Eenheid vir Omgewingswetenskappe en -bestuur, Noordwes-Universiteit, Suid-Afrika

²Department of Infectious Diseases, Institute of Biomedicine, Sahlgrenska Academy, University of Gothenburg, Sweden

Korresponderende outeur: Soané Ludick **E-pos:** soaneludick@gmail.com

Bome in 'n stedelike omgewing, soos die eksotiese eikebome (*Quercus robur* L.) in Potchefstroom (Noordwesprovinsie, Suid-Afrika), verskaf verskeie ekosisteedienste op straat- en stadsvlak. Aangesien bome baie gunstig is vir stedelike inwoning, is dit noodsaaklik om hul gesondheid te bestudeer en hierdie bome so lank moontlik te bewaar. *Quercus robur*-bome in die historiese Eikelaan in Potchefstroom toon sedert 1980 visuele gesondheidsagteruitgang, waarvoor die oorsaak steeds grootliks 'n vraagstuk is. Die doelwit van hierdie studie was om die vitaliteit van verteenwoordigende bome in die laning wat deur verskillende tipes grondbedekking omring word, vas te stel deur visuele boomtoestand, blaarwaterpotensiaal, voedingstofanalise, en chlorofil *a*-fluoressensie te meet. Die data wat ingesamel is, het aangedui dat die parameters en aanwysers waarmee boomvitaliteit vasgestel is, van waarde was by die vasstelling van plantgesondheid; hierdie data verklaar egter nie op sigself die bome se verlies van gesondheid nie. Hoewel bome met ondeurdringbare oppervlakke as onderliggende grondbedekking, dus 'verseelde grond', laer waterpotensiale getoon het, dui dit nogtans nie op 'n watertekort nie. Ander faktore moet as die oorsaak van vitaliteitsverlies in hierdie straatbome oorweeg word. Eikebome in die laning in Potchefstroom moet fyn gemonitor word om suksesvolle bewaring deur wetenskaplikes, stadsinwoners en munisipale owerhede te verseker.

Sleuteltermes: Potchefstroom, eikebome, waterstres, fotosintese, chlorofil *a*-fluoressensie, F_w/F_m , prestasie-indeks, PI_{TOTAAL} , stedelike ekologie, visuele taksering, voedingstofanalise

Evaluating the health of urban oak (*Quercus robur* L.) trees using physiological parameters: a South-African case study

Trees in an urban setting, such as the exotic Oak (*Quercus robur* L.) trees in Potchefstroom (North West Province, South Africa), provide several ecosystem services on tree, street and city level. Since urban trees are very favourable to urban life, it is pivotal to study their health and conserve these trees as long as possible. *Quercus robur* trees in the historic Oak Avenue in this city have been showing a visual decrease in vitality since 1980, the cause of which is still largely unknown. This study aimed to determine the vitality of a section of the trees in the avenue with different types of surrounding soil cover by determining visual tree conditions and measuring leaf water potential, nutrient analysis and chlorophyll *a* fluorescence. Data obtained indicated that the parameters and indicators used to determine tree vitality were of value in determining plant health; however, this data alone does not account for the decline in the health of the trees. Though trees with impenetrable surfaces as soil cover under the trees, i.e. "sealed soil", showed lower water potentials, this nevertheless is not indicative of a water deficit. Other factors should be considered as the cause of the decline in the vitality of these street trees. Oak trees in the avenue in Potchefstroom should be monitored carefully in future to ensure successful conservation by scientists, residents of the city and the municipal authorities.

Keywords: Potchefstroom, oak trees, water stress, photosynthesis, chlorophyll *a* fluorescence, F_w/F_m , performance index, PI_{TOTAL} , urban ecology, visual assessment, nutrient analysis

1. Inleiding

Stadsbome lewer regulerende ekosisteedienste, soos die regulering van plaaslike klimaat en lugkwaliteit, koolstofisolering en -opgaring (Nowak, 1993; Nowak & Crane, 2002); en vervul ook 'n kulturele funksie kultuur, naamlik deur 'n bydrae tot die estetika van 'n stad te lewer deur vir talle stedelinge as die primêre kontak met die natuur te dien (Jim, 2005). 'n Ondersoek van bome se reaksie op stedelike toestande is daarom nodig vir 'n grondiger begrip van hul reaksie op onmiddellike omgewingstimuli, asook hul langdurige aanpassing by sekere toestande, soos versnelde klimaatsverandering (Burley *et al.*, 2019; Calfapietra *et al.*, 2015). Die onderwerp van die huidige studie is eikebome (*Q. robur*) wat in 1910 in Potchefstroom geplant is om 'n laning van 6,8 km te vorm, en wat sedertdien tot nasionale gedenkwaardigheid verklaar is (Anon., 2017). Stedelike bome word ook saam met grys- en stormwaterinfrastruktuur aanbeveel om die afloop van stormwater in stede te beheer deur oortollige water uit die grond te onttrek, infiltrering te verbeter en neerslag met hul krone op te vang (Berland *et al.*, 2017).

Q. robur-bome in Potchefstroom is voorheen bestudeer, maar aan die hand van slegs 12 bome, met bome gegroepeer op grond van terugsterwingspersentasie en getal *Asterolecanium quercicola*-insekte wat op die bome teer. Die presiese ligging van hierdie bome is boonop nie bekend nie (Van Rensburg, *et al.*, 1997a; Van Rensburg, *et al.*, 1997b). Klem is gelê op seisoenale reaksies van bome soos bepaal deur blaarwaterpotensiaal, netto fotosintese en stomatale geleiding; gevolgtrekkings het aangedui dat 'n watertekort die hooforsaak is van die terugsterwing van hierdie bome. Sedert 1997 is geen navorsing gepubliseer oor die vitaliteit van die bome nie, en die invloed van die stedelike omgewing (soos grondverdigting en ondeurdringbare oppervlakte) is ook nog nie bestudeer nie. Hierdie kwessie moet aandag geniet sodat die bome vir toekomstige generasies bewaar kan word.

Verskeie faktore kan die gesondheid van bome beïnvloed, waaronder grondeienskappe, mikroklimaat, lug- en grondbesoedeling, patogene en stadsontwikkeling (Nitschke *et al.*, 2017; Petrova *et al.*, 2014). Hierdie faktore kan 'n ingrypende uitwerking op bome se fisiologie en produktiwiteit hê, soos in Melbourne in Australië bevind is met die aantekening van stadsboomafsterwe weens droogte (May *et al.*, 2013) en in Noord- Amerikaanse en Europese stede waar besonder baie bome jaarliks sterf weens omgewingstres (Petrova *et al.*, 2014).

Stedelike bome kan egter onderhewig wees aan verskeie omgewingstresfaktore wat nie in 'n natuurlike woudomgewing sou geld nie en wat verdigting van grond en grondverseëling, watertekorte, meganiese skade en lae grondvrugbaarheid kan meebring (Sæbø *et al.*, 2005; Sepúlveda & Johnstone, 2018). Grondverdigting word in stedelike gebiede hoofsaaklik deur bouwerk en swaar pad- en voetgangerverkeer veroorsaak. Gevolglik word die boomwortels se vermoë om in die grond in te dring versteur en kan bome weens verminderde omliggende vierkante grondoppervlakte nie genoegsame water, lug of minerale opneem nie. Gegewe dat bome kosbaar is vir stedelike

bewoning, is dit noodsaaklik om hul gesondheid te bestudeer, hulle so lank moontlik te bewaar en tot toekomstige studies op stadsbome by te dra. Daar is vantevore met die term "vitaliteit" verwys na die algehele gesondheid van bome, en die term word omskryf as 'n boom se vermoë om te groei in die sisteem se huidige toestand (Shigo, 1991). Johnstone *et al.* (2013) stel voor dat die vitaliteit van bome vasgestel moet word met verwysing na die stres waaronder die boom verkeer.

Chlorofil *a*-fluoresensie is 'n sensitiewe en betroubare nieversteurende manier om fotosintetiese effektiwiteit van hoofsaaklik Fotosisteam II (FSII) vas te stel (Kusaka *et al.*, 2014). FSII is van besondere belang omdat daar gevind is dat hierdie fotosisteam sensitief is vir omgewingstres (Baker, 2006). Boomvitaliteit kan ook aan die hand van basale blaarwaterpotensiaal (Ψ_{blaar}) gemeet word (Sepúlveda & Johnstone, 2018). In die algemeen dui basale Ψ_{blaar} -waardes laer as -3 MPa in verskeie boomspesies op ekstreme watertekortstres met 50% embolisme (Hinckley *et al.*, 1978), terwyl gematigde waterstres by stedelike eike onder -2.2 MPa voorkom, waar holtevorming begin (Bréda *et al.*, 1995; Van Rensburg, *et al.*, 1997a). Lae voordagse Ψ_{blaar} kan dodelik wees vir boomvitaliteit, veral in kombinasie met ander stresfaktore. Visuele takserings van straatbome is 'n nuttige manier om die toestand en gesondheid van bome vas te stel en agteruitgang van gesondheid en vitaliteit aan te dui (Adesoye & Dondofema, 2021). Interne defekte soos stamverval is wel nie altyd van buite sigbaar nie (Allison & Wang, 2008). Visuele takserings kan, tesame met fisiologiese metings (van waterpotensiaal en chlorofil *a*-fluoresensie), die vitaliteit van bome bepaal deur eksterne simptome aan te dui en moontlik hierdie simptome aan interne tekorte te koppel (Mattheck & Breloer, 1994). Bekende visuele takseringsmetodes sluit in indekse opgestel deur Roloff (soos uitgevoer deur Skiadaresis *et al.* 2019), skade aan bome en boomrisikotaksering, sowel as vitaliteitsmetings soos eerste uitgevoer deur Callow *et al.* (2019).

Plante is van voeding afhanklik vir oorlewing. Van sommige (makro-) voedingstowwe word groot hoeveelhede vereis, terwyl mikrovoedingstowwe ewe kritiek is, maar minder daarvan nodig is (Kleiber *et al.*, 2019). Makrovoedingstowwe is onder meer stikstof, kalium, kalsium, magnesium, fosfor en swael; en mikrovoedingstowwe sluit in chloor, yster, mangaan, sink, koper, molibdeen en nikkel. Die uiteenlopendheid van hierdie stowwe, en dus hulle wyd verspreide oorspronge en bronne, kan meebring dat plante vatbaar is vir stresstoestande (Bal *et al.*, 2015). Die norme vir voedingswaardes binne plante is nie noodwendig dieselfde as vir *Quercus*-bome nie –Bylae A som die gemiddelde vlakke van hierdie stowwe in plante, stadsbome en sommige *Quercus*-spesies op, soos aangedui deur Hiron (2015). In hierdie studie is voedingstofkonsentrasies in *Q. robur*-blare as aanduidings van boomgesondheid gebruik.

Hierdie ondersoek het beoog om die gesondheidsstatus van 'n verteenwoordigende gedeelte van die bome in die Eikelaning in Potchefstroom te bepaal deur middel van meting van blaarwaterpotensiaal, chlorofil *a*-fluoresensie sowel as blaarvoedingstofanalise, asook deur visuele taksering van die toestand van die bome met aanvullende metodes. Hierdie parameters is

met mekaar vergelyk op grond van areas met verskillende tipes grondbedekking onder die bome. Die gevolgtrekkings van die studie kan bydra tot die ontwikkeling van 'n bestuursplan wat kan verseker dat hierdie eikebome die optimale ekosisteedienste aan stadsinwoners kan bied. Die hipotese is dat die ondeurdringbare oppervlakke soos sypaadjies of teer, wat tipes van stedelike omgewings is, 'n negatiewe uitwerking op die vitaliteit van die bome in die Potchefstroomse Eikelaan het.

2. Materiaal en Metodes

2.1 Boomkeuse en studiegebied

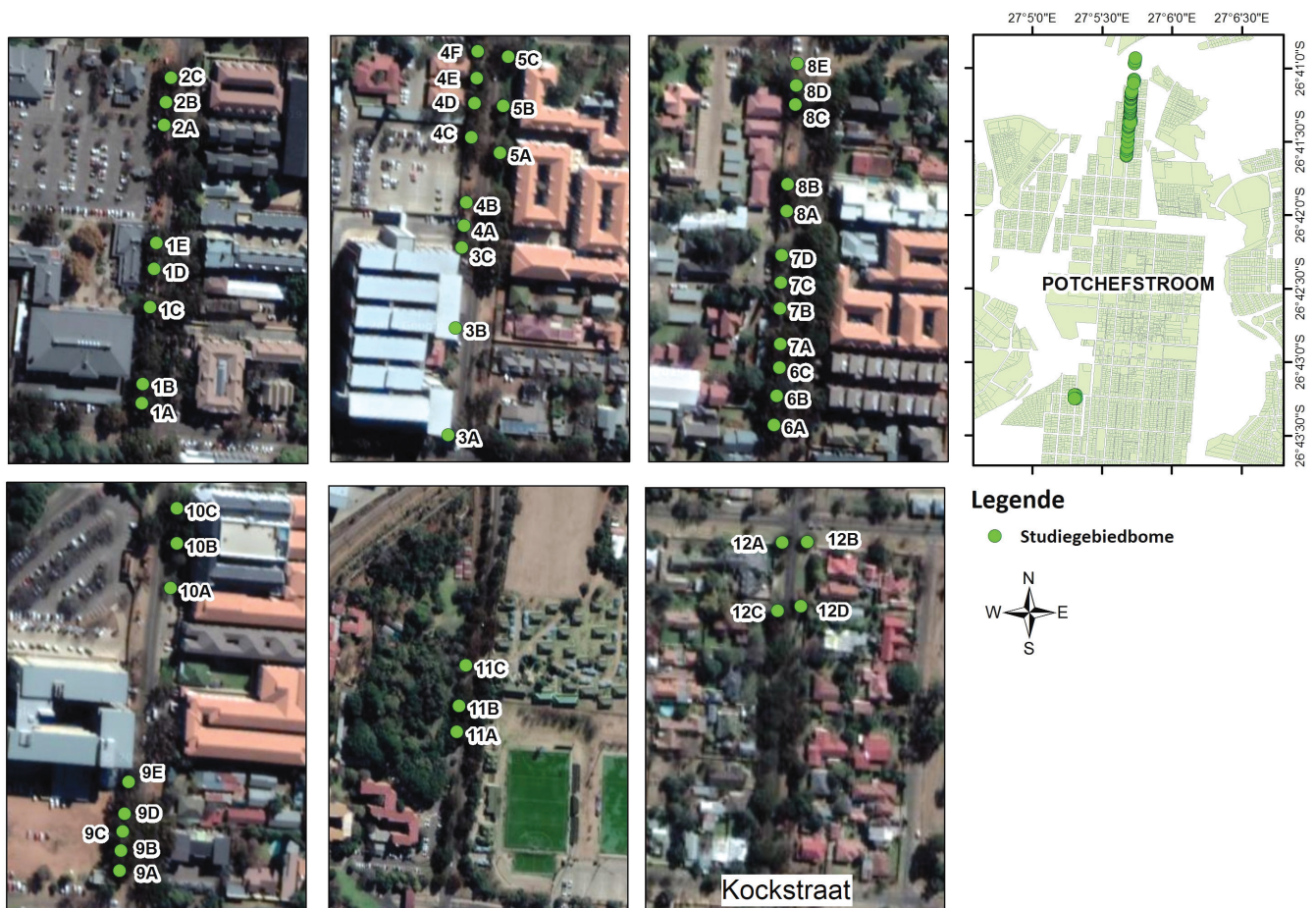
Vir hierdie studie is 50 volwasse bome in die Eikelaan in Potchefstroom, Suid-Afrika (26.7145° S, 27.0970° E) lukraak gekies (dit wil sê, sodat verskeie bome met verskillende bedekkings oor 'n groot gebied binne die Eikelaan verteenwoordig sou word) om die verskillende grondbedekkings onder die bome te verteenwoordig. 50 bome is lukraak gekies sodat statistiese verskille tussen verskillende bedekkings getoon sou kon word en die praktiese uitvoerbaarheid van die projek steeds verseker sou wees. 43 van hierdie bome grens aan die Potchefstroomkampus van die Noordwes-Universiteit en dien as skadu vir parkeering (Figuur 1). Vier bome in Kockstraat, ver van die universiteit geleë, is ter vergelyking gekies as bome wat nie as skadu vir parkeering (wat verdigting van grond behels) dien nie, maar hoofsaaklik grasperk as bedekking het (Figuur 1).

'n Addisionele drie bome groei langs 'n stroom op 'n plaas buite Potchefstroom om as kontrolebome vir niestedelike toestande te dien (Figuur 2).

Die grondbedekkingstipes binne 'n 10 m-radius vanaf elke boomstam is as 'n persentasie van die totale bedekking onder elke boom geraam. Bedekkingstipe kan insluit natuurlike grondbedekking, verdigte kaal grond en plaveisel (wat dien as parkeering), tuin- en grasperkbedekking, en ook klipgruis, 'n los aggremaat van klipfragmente, wat self ook dien as parkeeringareas maar 'n groter mate van deurlaatbaarheid kan toon. 'n Boom kan byvoorbeeld 'n grondbedekkingsamestelling hê bestaande uit 30% teerpad, 20% klipgruis en 50% tuin/grasperk wat 100% van die grondbedekking uitmaak.

Die bome is gemeet ten opsigte van die stamdeursnee op borshoogte (DBH) deur met 'n maatband op dieselfde hoogte die stamdeursnee van elke boom te meet. Verder is die boomhoogte ook geraam deur middel van vergelyking van elke boom met 'n meterstok.

Die bome is soos volg volgens die geraamde grondbedekking gegroepeer: die Kontrolegroep (bome langs 'n stroom met natuurlike grondbedekking, bome 13A–13C); Groep 1 met hoofsaaklik grondbedekking van verdigte kaal grond en plaveisel (bome 1A–1E, 2A–2C, 4A–4E, 6A–6C, 7A–7D, 8A–8E, 9A–9E, 10A–10C, 11A–11C, 12A–12D), waaronder bome in Kockstraat.



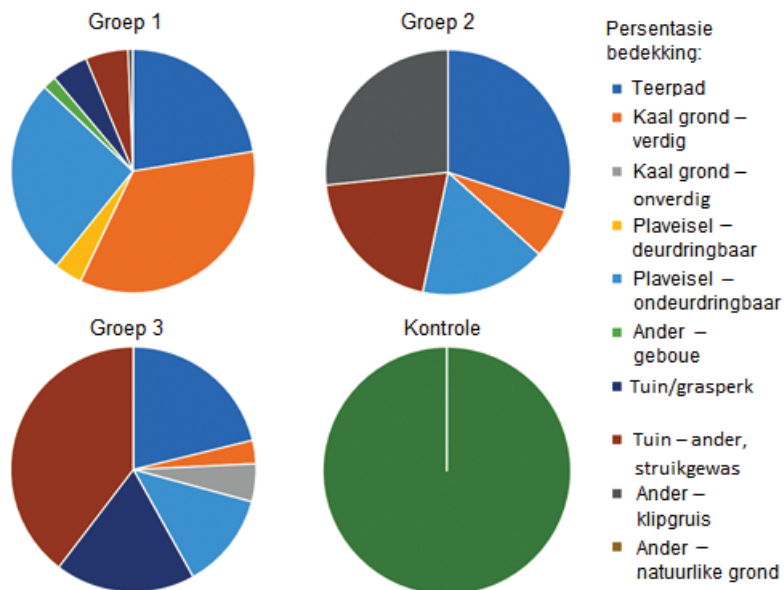
Figuur 1: Studiegebied met aanduiding van die posisie van die bome. Bome 1A–11C staan in Steve Bikolaan en bome 12A–12D staan in Kockstraat, soos aangedui op die figuur. Groep 1 het hoofsaaklik grondbedekking van verdigte kaal grond en plaveisel (boom 1A–1E, 2A–2C, 4A–4E, 6A–6C, 7A–7D, 8A–8E, 9A–9E); Groep 2 het opvallend klipgruis as grondbedekking (boom 3A–3C); en Groep 3 het hoofsaaklik tuin- en grasperkbedekking (boom 5A–5C, 10A–10C, 11A–11C, 12A–12D), waaronder bome in Kockstraat.

9A–9E); Groep 2 met opvallende klipgruisbedekking (bome 3A–3C) wat tot deurlaatbaarheid kan bydra, hoewel steeds verdig; en Groep 3 met hoofsaaklik tuin- en grasperkbedekking (bome 5A–5C, 10A–10C, 11A–11C, 12A–12D), waaronder bome in Kockstraat (Figuur 3). Die grondbedekking van al drie groepe

sluit 'n groot persentasie teerpad in, wat aandui dat dit straatbome is. Die grondbedekking onder die kontrolebome was natuurlike grond waarin inheemse plantspesies gegroei het.



Figuur 2: Kontrolebome met hoofsaaklik natuurlike grondbedekking (13A–13C) langs 'n avontuurroete buite Potchefstroom.



Figuur 3: Voorstelling van die gemiddelde persentasie grondbedekking onder die *Q. robur*-bome in 'n 10 m-radius van die boomstam af: Groep 1 hoofsaaklik met grondbedekking van verdigte kaal grond en plaveisel (boom 1A–1E, 2A–2C, 4A–4E, 6A–6C, 7A–7D, 8A–8E, 9A–9E); Groep 2 opvallend met klipgruis as grondbedekking (boom 3A–3C); en Groep 3 hoofsaaklik tuin- en grasperkbedekking (boom 5A–5C, 10A–10C, 11A–11C, 12A–12D), waaronder bome in Kockstraat; en kontrolebome met hoofsaaklik natuurlike grondbedekking (13A–13C).

Verwerking van visuele taksering het getoon dat daar geen statisties beduidende verskille in die stamdeursnee op bors-hoogte (DBH) en hoogtewaardes van die bome in elke groep was nie. Bome in die kontrolegroep het beduidend groter ($p < 0,05$) kroonverspreiding as die ander groepe – te verwagte gegewe dat hierdie bome nie gesnoei is nie. Dit dui daarop dat die gekose bome in al die groepe vergelykbaar (homogeen) was wat betref grootte en ouderdom en gevolglik met mekaar vergelyk kon word aan die hand van visuele gesondheids-takserings en ekofisiologiese data (vitaliteitaanwysers, boom-risiko, waterpotensiaal en chlorofil α -fluorensensie). Die gemiddelde kroonbedekking is bepaal met die metode wat Moyo en Chikuni (2016) volg. Dit behels die meting van die horisontale afstand van die twee uiterste punte van die kroon van noord na suid (N-S), en van oos na wes (O-W), en dan is die gemiddelde van hierdie waarde geneem om die gemiddelde kroonbedekking te bepaal.

2.2 Visuele taksering

Skade aan bome is vasgestel aan die hand van 'n aangepaste metode uit Adesoye en Dondofema (2021) deur die skade aan boomwortels, -takke, -stam en -loof aan te teken. Die skaal was soos volg: 0 – geen skade, 1 – ligte skade, 2 – erge skade. Vitaliteit is getakseer deur die kroongrootte (1–5), kroondigtheid (1–5) en kroon- epikormiese groei (1–5) vas te stel volgens 'n aangepaste weergawe van die metode van Callow *et al.* (2018). Die visuele gesondheid van bome is bepaal aan die hand van Roloff se vitaliteitsindeks, soos Skiadaresis *et al.* (2019) dit gebruik, waarvolgens aan elke boom 'n waarde van 0–3 toegeken is: 0 – lewenskragtig, 1 – verswak, 2 – beskadig en 3 – erg beskadig (Figuur 4). Ook is boomrisiko vasgestel met die metode van Matheny en Clark, soos deur Adesoye en Dondofema (2021) aangepas: die verbrokkelingspotensiaal, grootte van die aangetaste gedeelte en 'n teikenwaarde is aangeteken. Daar is aan hierdie drie komponente soos volg elk 'n waarde van 1–4 toegeken: verbrokkelingspotensiaal (1 – laag,

2 – gemiddeld, 3 – hoog, 4 – ernstig), grootte van die aangetaste gedeelte (1 – <150 mm, 2 – 150–450 mm, 3 – 450–750 mm, 4 – >750 mm) en teikenwaarde volgens gebruiksfrekwensie (1 – sporadiese gebruik, 2 – onderbroke gebruik, 3 – gereelde gebruik, 4 – volgehoue gebruik). Hierdie punte is bymekaargetel tot 'n waarde uit 12, wat die boom se risiko aan die omliggende gebied, inwoners of infrastruktuur bepaal, sou meganiese verbrokkeling plaasvind.

2.3 Blaarwaterpotensiaal

Fisiologiese studies op eikebome in Potchefstroom (Van Rensburg, *et al.*, 1997a) het vantevore sowel middag- as voordag- Ψ_{blaar} gemeet, terwyl die huidige studie op basale Ψ_{blaar} toegespits was, aangesien dit grondwaterbeskikbaarheid die beste verteenwoordig deur die ewwilibrium van Ψ tussen blare en wortels aan te gee (Améglio *et al.*, 1999; Bauerle *et al.*, 2008; Martínez-Vilalta *et al.*, 2014). Volgens Klepper (1968) word grondvogtigheid die beste weerspieël deur waterpotensiaal wat snags gemeet word, omdat waterstand deur die dag aansienlik varieer. Daaglikse transpirasiekoerspatrone van *Q. robur*-bome toon soortgelyke koerse tussen 22:00 en 04:00 snags (Čermák *et al.*, 1982). Om dit te bevestig, is 'n 24-uurstudie van 01:00 tot 24:00 (Figuur 6 in resultate) op 'n eikeboom uitgevoer om enige verskille in waterspanning binne die boom tussen 21:00 en 05:00 te bepaal (Figuur 7 in resultate).

Nadat die Ψ_{blaar} bepaal is, het resultate getoon dat hierdie waardes enige tyd tussen 21:00 en 05:00 geneem kan word om akkurate basale Ψ_{blaar} (Ψ_{blaar} sonder die invloed van daaglikse transpirasie en verdamping) weer te gee. Basale Ψ_{blaar} is gevolglik in Desember 2018 (3–7 Desember) en Maart 2019 (25–29 Maart) tussen 21:00 en 24:00 met 'n Scholander-drukkamer gemeet. Drie blare per boom is gebruik en onmiddellik ná afsnyding gemeet, na aanleiding van die metodes van Besson *et al.* (2014), McCutchan en Shackel (1992), en Merchant *et al.* (2006). Blare is op 2–3 meterhoogte versamel. Die blaar is binne die drukkamer



Figuur 4: a) Voorbeeld van 'n boom met 'n Roloff-vitaliteitsindeks van 0 (lewenskragtig) en b) voorbeeld van 'n boom met 'n Roloff-vitaliteitsindeks van 3 (erg beskadig).

geplaas met die gesnyde blaarsteel na buite en 'n lugdigte seël is met 'n rubberdrukband gevorm (Scholander *et al.*, 1965). Na gelang die drukking binne die kamer verhoog is terwyl saamgeperste lug dit binnegevoel het, het die sap in die blaar na die oppervlak gevloei, waar dit geborrel en oorgeloopt het. Sodra die vloeistof die oppervlak van die blaarsteel benat het, is die drukkingmeting (in Pascal en later omgeskakel na MPa) beëindig en die meting geneem.

2.4 Chlorofil *a*-fluoressensie

Chlorofil *a*-fluoressensiemetings is in Desember 2018 (3–7 Desember) en Maart 2019 (25–29 Maart) met 'n M-PEA-chlorofilfluorimeter (multi-function plant efficiency analyzer-chlorofilfluorimeter) (Hansatech Instruments, King's Lynn, Norfolk, VK) geneem. Fluoressensiemetings is aangeteken ná verligting met 'n rooi aktienlig ($3\ 000\ \mu\text{mol fotone m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) – drie verliggende diodes is 1 s lank met 'n fokuskol van 5 mm in diameter en 12-bisresolusie verlig (Hansatech Instruments, King's Lynn, Norfolk, VK).

Drie blare is per boom versamel en voor metings 1 uur lank donkeraangepas – twee tot vier blare word tipies per plant gemeet om fluoressensie vas te stel (Gielen *et al.*, 2006; Perez-Priego *et al.*, 2005). Drie herhalings is per blaar uitgevoer; dus is nege metings per boom geneem. Die M-PEA-chlorofilfluorimeter meet gelyktydig verskeie parameters; die klem vir hierdie studie was op PI_{TOTAAL} en F_w/F_m . Die M-PEA Plus V1.10-sagteware is vir parameterberekeninge gebruik. Die PI_{TOTAAL} -parameter is op die prestasie-indeks van FSII en alle gedeeltelike parameters gegrond (Redillas *et al.*, 2011; Samborska *et al.*, 2019). Die PI_{TOTAAL} is die potensieel bewaarde energie van fotone wat deur FSII opgeneem word en wat na die reduksiestroom van FSII-eindontvangers beweeg (Pollastrini *et al.*, 2014).

PI_{TOTAAL} is 'n biofisiese parameter wat van fluoressensieparameters afgelei is (Strasser *et al.*, 2010). Soos Krüger *et al.* (2017) en Strasser *et al.* (2000) aandui, is PI_{TOTAAL} soos volg bereken:

$$PI_{\text{TOTAAL}} = \frac{Y_{RC}}{1 - Y_{RC}} + \frac{\phi_{Po}}{1 - \phi_{Po}} + \frac{\psi_{Eo}}{1 - \psi_{Eo}} + \frac{\delta_{Ro}}{1 - \delta_{Ro}}$$

Waar:

Y_{RC} die breukdeel chlorofil in die reaksiesentrum (Chl_{RC}) per totale aanwesige chlorofil is ($Chl_{RC}/Chl_{\text{Antenna}}$);

ϕ_{Po} die maksimum kwantumopbrengs van primêre fotochemie is;

ψ_{Eo} die effektiwiteit is waarmee 'n vasgevangde eksiton 'n elektron verder as Q_A^- die vervoerketting binne kan beweeg;

δ_{Ro} die effektiwiteit van elektronoordrag vanaf 'n verminderde plastokwinoon na die FSII-eindelektronontvangers is (Krüger *et al.*, 2017).

F_w/F_m is die parameter wat die maksimum kwantumopbrengs FSII beskryf (Zhuri *et al.*, 2015). F_w/F_m is soos volg bereken:

$$\frac{F_w}{F_m} = \frac{(F_m - F_o)}{F_m}$$

Waar:

F_w die wisselende fluoressensie is;

F_m die maksimum fluoressensie is;

F_o die minimum fluoressensie is sodra verligting plaasvind (Zhuri *et al.*, 2015).

2.5 Voedingstof-/elementanalise

Voedingstofanalise van blare is volgens die EPA 30 51 A-metode uitgevoer. Voedingstowwe wat geanaliseer is, sluit in mikro-elemente (Al, B, Cl, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni en Zn) sowel as makro-elemente (Ca, C, Mg, N, P, K, S). Blare is 2–3 meter bo die grond gedurende die dag van 10 November 2020 versamel en, sodat daar nie chemiese afbreking voor analise plaasvind nie (Abadia, 1993; Esteban *et al.*, 2009), vir vervoer na laboratoriumanalise snelbevries. 'n Totaal van 200 mg plantmateriaal is geweeg en op 'n Teflon-buis geplaas, waarna 3 ml 32%-soutsuur (HCl) en 9 ml 65%-salpetersuur (HNO_3) bygevoeg is. Die buis se deksel is opgesit en die buis is 20 minute lank in 'n mikrogolf-verteringsstelsel (Milestone, Ethos UP, Maxi 44) geplaas om 1 800 MW en 200 °C te bereik en dit is 15 minute lank volgehou. Die monster is verkoel en tot 'n eindvolume van 50 ml gevul en geanaliseer op 'n ICP-MS (Agilent 7500-reeks), met CRC-apparaat (Collision Reaction Cell-apparaat) gepas om steuring uit te skakel. Monsters is met behulp van 'n Micromist-newelsproeier bygebring, wat matrikssteuring verminder en 'n stewiger plasma as 'n standaard-kwartssproeikamer lewer. Die instrument is met 'n oplossing wat Li, Y, Ce en Tl (1 dpb) bevat, geoptimaliseer vir standaardoksiedlae/lae steuringsvlakke ($\leq 1,5\%$), terwyl hoë sensitiwiteit oor die massareeks heen behou is. Met die oog op kwantitatiewe resultate is yking uitgevoer met ULTRASPEC®-gewaarmerkte opbestelling-gemengde multi-elementvoorraadoplossing (De Bruyn Spectroscopic Solutions, South Africa), wat al die elemente van belang bevat het.

2.6 Statistiese ontledings

Alle statistiese ontledings is met behulp van die statistiese programmeringstaal R (weergawe 3.6.0) uitgevoer. Die normaliteit van elke gemete parameter is volgens die Shapiro-Wilk-toets vir normaliteit met die Shapiro-funksie van die R-grondslag-funksies bereken. Normaliteit is vir p -waardes $> 0,05$ oorweeg. Die meeste parameterwaardes was nie normaal versprei nie ($p < 0,05$) en nieparametriese toetse is daarom daarna oorweeg. Beduidendheid tussen twee onafhanklike groepe is aan die hand van die Mann-Whitney U-toets bereken, met die wilcox-test-funksie. Beduidendheid tussen meer as twee onafhanklike groepe is volgens die Kruskal-Wallis H-toets met die kruskal-toetsfunksie bereken. Beduidende resultate is vir p -waardes $< 0,05$ herken. Beduidendheid is tussen die groepe vir die volgende onafhanklike veranderlikes bereken: onderskeie bome, groepe en proefjare. Alle grafieke ter illustrasie van beskrywende statistiek is getrek met behulp van die ggplot-funksie in die ggplot2-pakket (weergawe 3.3.2).

Korrelasie tussen die Roloff-indeks, boomrisiko, PI_{TOTAAL} persentasie grondbedekking en Ψ -blaar (Desember 2018 en Maart 2019) is bereken met Spearman se korrelasie-analise, uitgevoer in R (weergawe 3.6.0) deur die Hmisc-pakket en die rcorr-funksie te benut. Sterk korrelasie is vir absolute R -waardes $\geq 0,6$ oorweeg en beduidende korrelasies vir p -waardes $< 0,05$.

3. Resultate

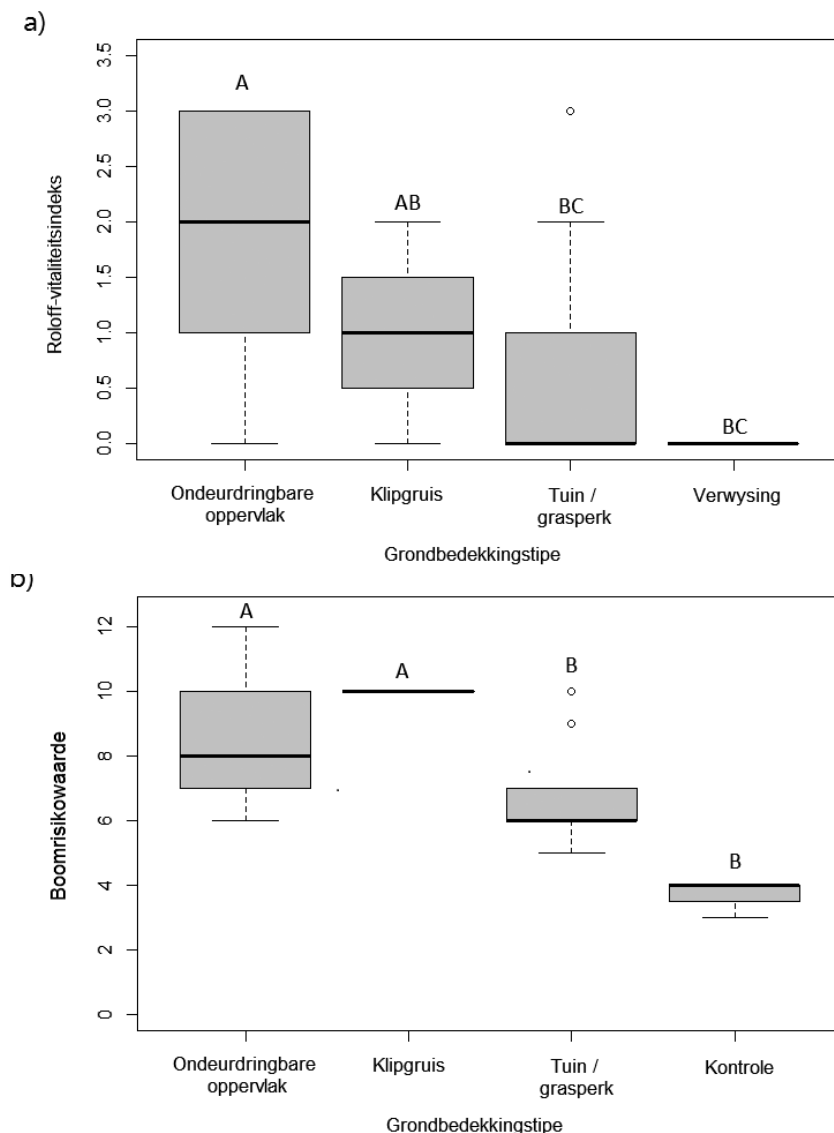
3.1 Visuele boomtaksering

Bome is visueel getakseer en waardes toegeken op grond van vitaliteitsindekse soos opgestel deur Roloff, gebaseer op waarnemings soos opgesom in Figuur 5. 11 bome was erg beskadig (boom 1D, 1E, 2A, 4A, 5B, 6B, 6C, 7C, 7D, 8C en 9D), 11 bome was beskadig (boom 1A, 1C, 2B, 2C, 3C, 8A, 8E, 9A, 9B, 9C, en 10B), nege bome was verswak (boom 1B, 3A, 4B, 4C, 6A, 7B, 8B, 12B en 12D) en 19 bome is steeds as lewenskragtig beskou (boom 3B, 4D, 4E, 4F, 5A, 5C, 7A, 8D, 9E, 10A, 10C, 11A, 11B, 11C, 12A, 12C, 13A, 13B, 13C). Statistiek toon dat daar aan bome in die ondeurdringbareoppervlak-groep 'n beduidend hoër skade-indeks toegeken is as aan bome in die tuin-/grasperkbedekking-groep ($p = 0,002$) en in die kontrolegroep ($p = 0,013$) (Figuur 5a), wat aandui daardie bome meer beskadig was.

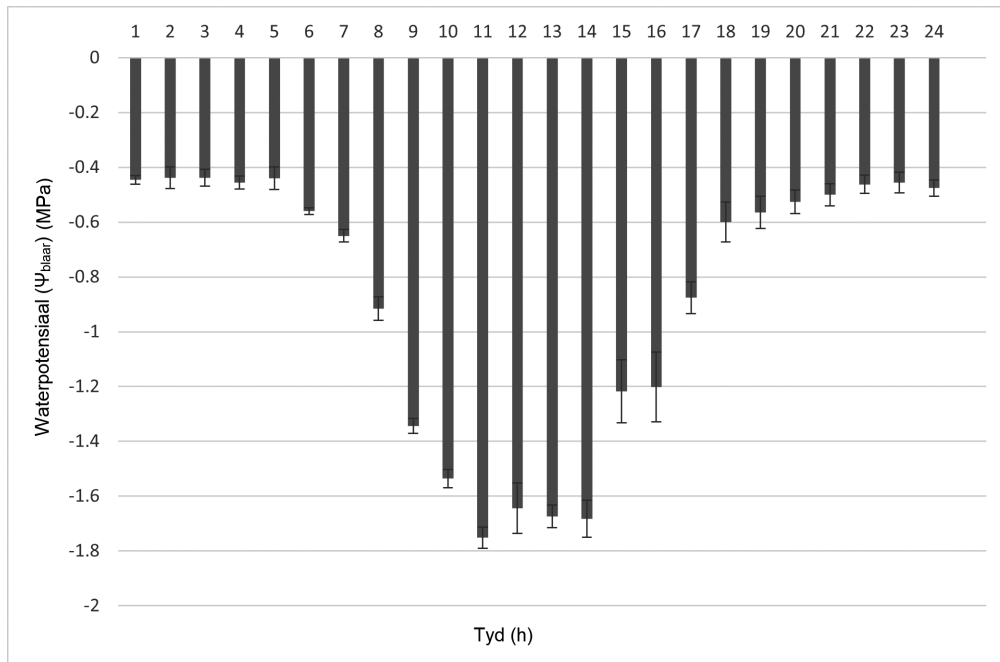
Wat betref individuele boomrisiko, is drie verskillende parameters gekies – verbrokkelingspotensiaal, grootte van die aangetaste gedeelte sowel as die teikenwaarde, wat dan 'n totaal van 12 opmaak. 'n Boomtotaal van 12 dui op maksimum

risiko van skade aan eiendom of inwoners, terwyl 'n totaal van 3 dui op minimum risiko van skade. 14 bome het baie hoë risikowaardes bo 10 getoon (boom 1D, 1E, 3A, 3B, 3C, 4A, 4C, 5B, 7C, 7D, 8C, 9A, 9D en 10B), 21 bome hoë risikowaardes van 7–9 (boom 1B, 1C, 2A, 2B, 2C, 4E, 4F, 5A, 6A, 6B, 6C, 7A, 7B, 8A, 8B, 8E, 9B, 9C, 9E, 10A en 12C), 13 bome middelmatige risiko (boom 1A, 4B, 4D, 5C, 8D, 10C, 11A, 11B, 11C, 12A, 12B, 12D, 13A, en 13B) en net een boom het minimum risiko getoon (boom 13C). Die data korrespondeer met die mate van afsterwe wat in boom 4A, 7D en 8C waargeneem is (soos hierbo genoem).

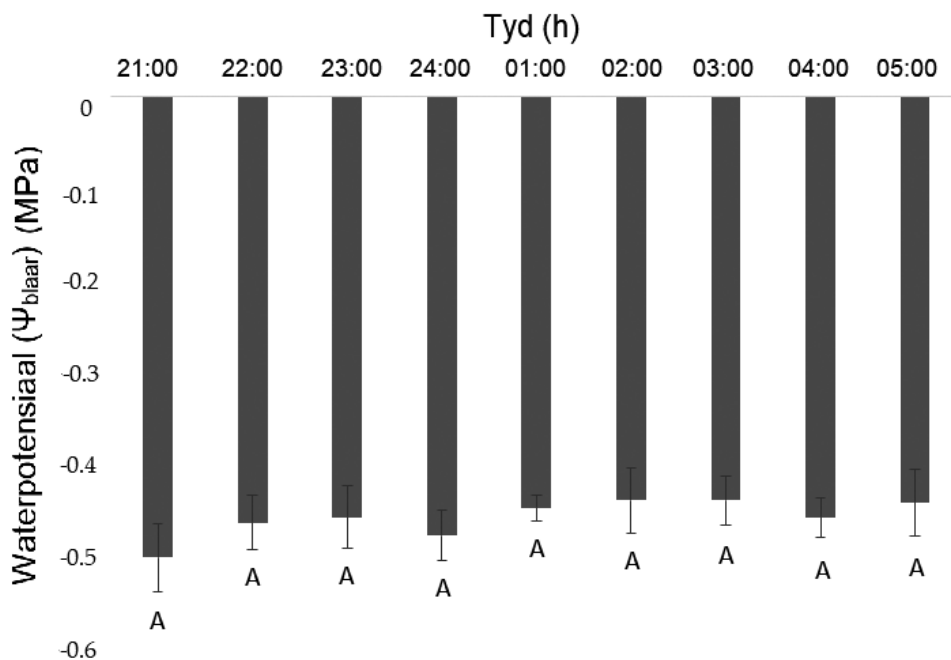
In groepsverband is daar aan die tuin-/grasperkbedekking-groep 'n beduidend laer risikowaarde toegeken as aan die ondeurdringbareoppervlak-groep ($p = 0,013$) en die klipgruisgroep ($p = 0,01$) (Figuur 5b). Voorts het die kontrolegroep ook 'n laer boomrisikowaarde as die ondeurdringbareoppervlak-groep ($p = 0,002$) en die klipgruisgroep ($p < 0,000$) gehad (Figuur 5b). Dit dui op 'n laer waarskynlikheid dat bome in die tuin-/grasperkbedekking-groep en die kontrolegroep eiendom of inwoners skade sal berokken.



Figuur 5: a) Roloff-vitaliteitsindeks (0-3) en b) boomrisikowaarde (0-12), bome gegroepeer. Verskillende letters dui op 'n statisties beduidende verskil.



Figuur 6: Waterpotensiaal (Ψ_{blaar}) in MPa soos gemeet vanaf 01:00 tot 24:00.



Figuur 7: Waterpotensiaal (Ψ_{blaar}) in MPa soos gemeet van 21:00 tot 05:00. Verskillende letters dui op statisties beduidende verskille.

3.2 Blaarwaterpotensiaal

'n 24-uurstudie is van 01:00 tot 24:00 op 'n eikeboom uitgevoer om enige verskille in waterspanning binne die boom tussen 21:00 en 05:00 aan te dui (Figuur 6 en 7 hieronder) soos in Afdeling 2. hierbo verduidelik.

Dit is vanuit hierdie figuur duidelik dat min variansie in Ψ_{blaar} waardes tussen 21:00 en 05:00 aangeteken is. Statistiese analise toon geen statisties beduidende verskil ($p = 0,48$) tussen hierdie tydperke (ure) nie (Figuur 7). Dit dui daarop dat waterpotensiaalmetings enige tyd gedurende hierdie ure geneem

kan word, aangesien stomatale sluiting plaasvind en nagtelike transpirasie nie oor die algemeen in eike plaasvind nie (Daley & Phillips, 2006).

Die hoogste (mins negatiewe) basale Ψ_{blaar} in Desember 2018 en Maart 2019 is by bome in die kontrolegroep op 'n plaas langs 'n stroom aangeteken (Figuur 8). Die ondeurdringbareoppervlakkegroep het beduidend laer Ψ_{blaar} as al drie die ander groepe ($p > 0,05$) vir Desember 2018 en Maart 2019 getoon. Die Ψ_{blaar} het in Desember 2018 en Maart 2019 vir alle groepe gedaal. Hierteenoor was daar geen beduidende verskille ($p < 0,05$) tussen die tuin-/grasperkbedekking-groepe en die klipgruisgroep

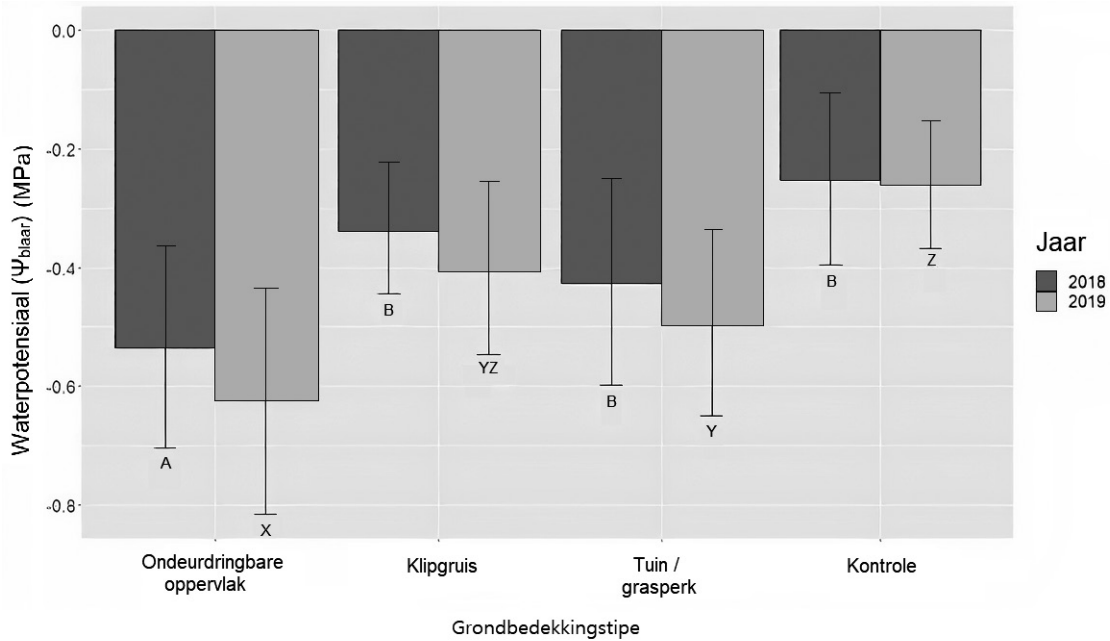
nie. Die tuin-/grasperkbedekking-groep het beduidend laer Ψ_{blaar} as die kontrolegroep gehad ($p > 0,05$) (Figuur 8).

3.3 Chlorofil a-fluoresensie

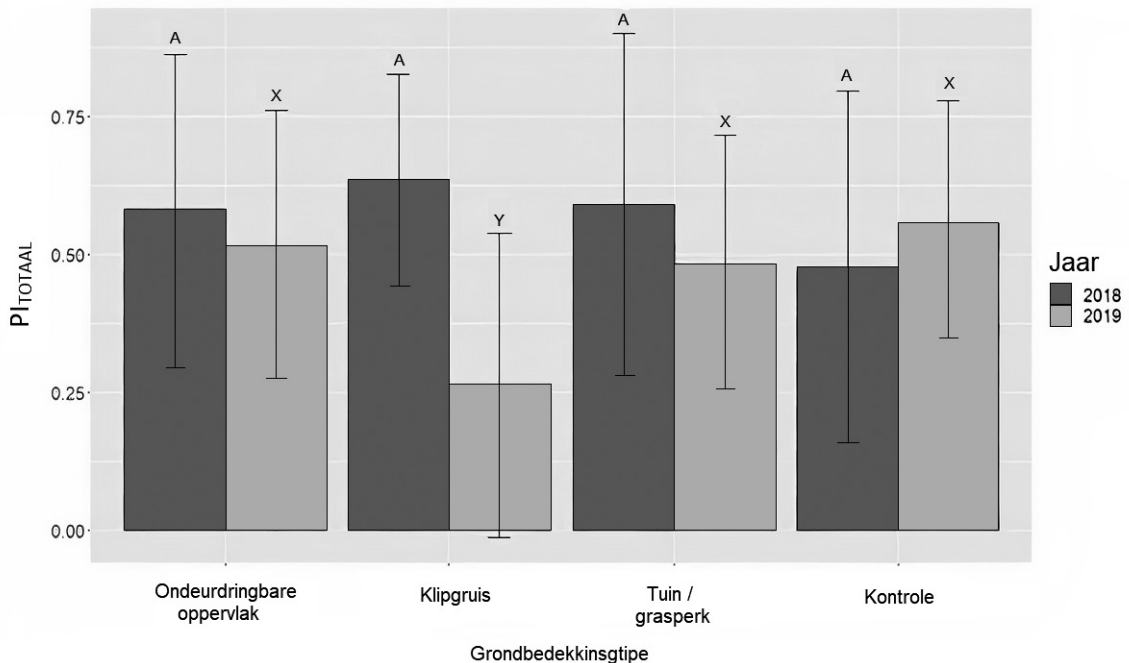
Die gemiddelde PI_{TOTAAL} van elke groep (ondeurdringbare oppervlak, klipgruis, tuin/grasperk en kontrole) word in Figuur 9 uitgebeeld. Die enigste beduidende verskil is in 2019 tussen die klipgruisgroep en die ander drie groepe aangeteken (Figuur 9), naamlik dat die bome met klipgruis as grondbedekking 'n laer PI_{TOTAAL} as die ander bome gehad het.

Die gemiddelde F_w/F_m van elke groep word in Figuur 10 uitgebeeld.

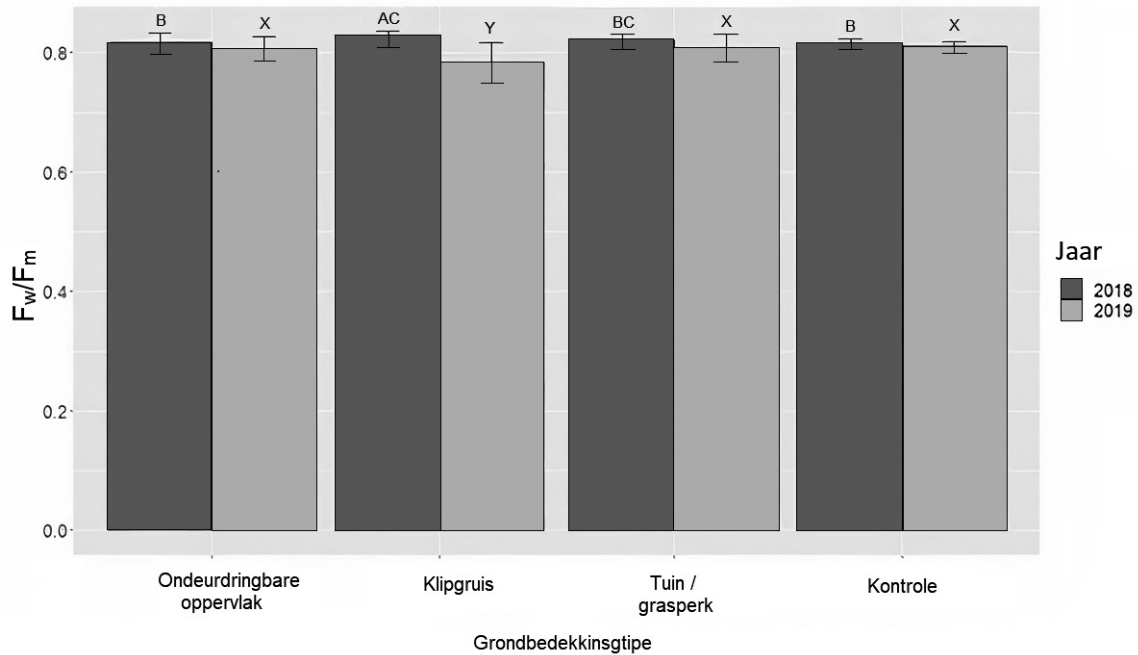
Die F_w/F_m was beduidend ($p < 0,05$) laer in die klipgruisgroep as in die ander drie groepe in sowel 2018 as 2019 (Figuur 10). Tipiese F_w/F_m -waardes, as geen stresfaktore by die plant van toepassing is nie, is naby aan 0,8 (Cavender-Bares, 2007). Wanneer 'n plant stres ervaar, val F_w/F_m -waardes onder 0,8, wat dit 'n nuttige parameter maak om plantstres te meet (Murchie & Lawson, 2013). Die beduidend laer waarde van bome in die klipgruisgroep dui op stres in hierdie bome.



Figuur 8: Gemiddelde blaarwaterpotensiaal (Ψ_{blaar}) in MPa vir Desember 2018 en Maart 2019 vir elke grondbedekkingstipe – ondeurdringbare oppervlak, klipgruis, tuin/grasperk en kontrole. Verskillende letters dui op statisties beduidende verskille ($p < 0.05$) vir groepe in Desember 2018 en in Maart 2019.



Figuur 9: Gemiddelde PI_{TOTAAL} -waardes vir Desember 2018 en Maart 2019 vir elke tipe grondbedekking – ondeurdringbare oppervlak, tuin/grasperk, klipgruis en kontrole. Verskillende letters dui op statisties beduidende verskille ($p < 0,05$) tussen groepe in Desember 2018 en dié in Maart 2019.



Figuur 10: Gemiddelde F_w/F_m -waardes vir Desember 2018 en Maart 2019 vir elke tipe grondbedekking – ondeurdringbare oppervlak, tuin/grasperk, klipgruis en kontrole. Verskillende letters dui op statisties beduidende verskille ($p < 0,05$) tussen groepe in Desember 2018 en in Maart 2019.

3.4 Voedingstof-/elementanalise

Voedingstofanalise is uitgevoer op blaarmonsters van elke boom en geen beduidende ($p > 0,05$) verskille is tussen die individuele bome gevind nie. Die groepe is vergelyk en die bevindinge word in Bylae C opgesom. Bevindinge word vergelyk met die gemiddelde voedingstofinhoud by talle outeurs, soos in Bylae A opgesom is.

Die mees opvallende bevindinge vanuit die voedingstofanalise sluit die volgende in:

Van die makrovoedingstowwe het die klipgruisgroep die hoogste kalsiuminhoud van al die groepe getoon, met p -waardes van 0,017 (ondeurdringbare oppervlak), 0,009 (tuin/grasperk) en 0,013 (kontrole). Die mediaan van die klipgruisgroep was 10 470 mg.kg⁻¹, dus binne die ideale interval vir plante (kyk Bylae A). Die ander groepe se waardes was laer as dié wat tipies by *Quercus*-spesies aangetref word (onder 8 400 mg.kg⁻¹) en kan op 'n kalsiumtekort dui.

Die klipgruisgroep het 'n beduidend hoër magnesiuminhoud as die tuin-/grasperkbedekking- ($p = 0,008$) en die kontrolegroep ($p = 0,007$) gehad, met 'n mediaan van 4 749. Hoewel dit hoër as die algemeen aanvaarde vlak binne plante is (Bylae A), is dit baie naby aan die gemiddelde magnesiuminhoud by *Quercus*-spesies. Alle groepe het oor voldoende vlakke fosfor beskik (tussen 800 en 2 200 mg.kg⁻¹). Hoewel die kalsiumvlakke van al die groepe voldoende was (tussen 4 000 en 15 000 mg.kg⁻¹), is die gemiddelde vlak van kalsium by *Quercus*-spesies 3 642,674 (Bylae A), heelwat laer as wat die geval by die bome in hierdie studie was. Dit kan 'n aanduiding van kalsiumtoksisiteit wees.

Die ysterinhoud van die tuin-/grasperkgroep was wel laer as dié van die ondeurdringbare oppervlak- ($p = 0,004$) en die klipgruisgroepe ($p = 0,001$), met 'n mediaan van 55,75, maar dit is nogtans 'n aanvaarbare vlak vir plante (Bylae A). Dit is egter laer as die gemiddelde ysterinhoud by *Quercus*-spesies. Bome in die tuin-/grasperkbedekking-groep het beduidend laer mangaanvlakke getoon as in die ondeurdringbareoppervlakgroep ($p < 0,000$) en die klipgruisgroep ($p = 0,031$), met 'n mediaan van 72,77; dit is wel binne die aanvaarbare interval vir plante, maar veel laer as die gemiddelde mangaanvlakke in *Quercus*-bome (Bylae A). Die mangaanvlakke van die kontrolegroep was veel hoër as die ondeurdringbareoppervlakgroep ($p = 0,023$) en die tuin-/grasperkbedekking-groep ($p < 0,000$), met 'n mediaan van 635, maar dit is wel binne die normale interval van mangaanvlakke in plante en veel nader aan die gemiddelde vlak binne *Quercus*-bome (Bylae A) en dui dus nie op mangaantoksisiteit nie.

Hoewel daar by die tuin-/grasperkbedekking-groep 'n laer nikkelinhoud gevind is (mediaan = 1,973) as by die ondeurdringbareoppervlak-groep ($p < 0,000$) en die klipgruisgroep ($p = 0,041$), val dit steeds binne die aanvaarbare interval van nikkelinhoud in plante, sowel as in *Quercus*-bome (Bylae A). Sinkinhoud was laer by die tuin-/grasperkbedekking-groep as by die ondeurdringbareoppervlak- ($p < 0,000$) en die klipgruisgroep ($p = 0,004$), met 'n mediaan van 143,2 – steeds binne die aanvaarbare interval van sink in plante (Bylae A).

Die vlakke van die oorblywende elemente, naamlik boor, titaan, koper, seleen, stronsium, molibdeen, palladium, tin, platinum, goud, kwik, lood, torium en uraan, het nie beduidend tussen die groepe verskil nie ($p > 0,05$).

3.5 Korrelasieanalise

Korrelasieanalise tussen Roloff-indeks, boomrisiko, PI_{TOTAAL} persentasie grondbedekking en basale Ψ_{blaar} (Desember 2018 en Maart 2019) het geen beduidende bevindinge opgelewer nie ($p > 0,05$). Roloff-vitaliteitsindeks en boomrisikowaarde het spesifiek beduidend ($p < 0,001$) positief gekorreleer ($r = 0,669$). 'n Beduidende ($p < 0,05$) negatiewe korrelasie is tussen Roloff-vitaliteitsindeks en F_w/F_m -waardes vir Maart 2018 gevind.

4. Bespreking

Uit resultate blyk dit dat bome in die ondeurdringbare oppervlakgroep visueel 'n laer vitaliteit as die ander bome toon; hierdie bome het ook meer beskadigde takke as die tuin-/grasperkbedekkinggroep ($p = 0,0013$) en 'n hoër Roloff-vitaliteitsindeks as die tuin-/grasperkbedekkinggroep ($p = 0,002$) en die kontrolegroep ($p = 0,0131$), wat op 'n hoër mate van skade dui. Die taksering van boomrisiko het boonop getoon dat die bome in die ondeurdringbare oppervlakgroep 'n hoër risikowaarde as die tuin-/grasperkbedekkinggroep ($p = 0,013$) en die kontrolegroep ($p = 0,002$) gehad het. Daar is 'n positiewe korrelasie tussen die Roloff-vitaliteitsindeks en die boomrisikowaarde gevind – hoe hoër die Roloff-waarde (groter mate van skade), hoe hoër is die boom se risiko en die waarskynlikheid van meganiese verbrotting en skade aan eiendom.

Volgens waterpotensiaalwaardes is die basale Ψ_{blaar} van bome met hoofsaaklik verdigte kaal grond of sypaadje as grondbedekking (Groep 1) statisties beduidend laer (meer negatief) as dié van bome in die tuin-/grasperkbedekking, klipgruis- en kontrolegroep ($p < 0,05$) (Figuur 8).

Oor die algemeen dui basale Ψ_{blaar} -waardes laer as -3 MPa in verskeie boomspesies op ekstreme watertekortstres met 50% embolisme (Hinckley *et al.*, 1978), terwyl gematigde waterstres by stedelike eike plaasvind onder $-2,2$ MPa, waar holtevorming begin (Bréda *et al.*, 1995; Van Rensburg, *et al.*, 1997a). Hoewel geen van die bome betreklik lae basale Ψ -waardes gehad het nie, het bome in die ondeurdringbare oppervlakgroep wel statisties laer waterpotensiaalwaardes getoon. Volgens die literatuur (Nawaz *et al.*, 2013; Raghavan *et al.*, 1990; Shah *et al.*, 2017) kan verwag word dat grondverdichting by ondeurdringbare oppervlakke poriegrootte in die grond verklein en waterbehoud en -geleiding verlaag. Grondbedekking wat die grond "verseël", kan waterbeweging, die uitruiling van hitte met die atmosfeer, gasdiffusie en grondbiota beïnvloed (Scalenghe & Ajmone Marsan, 2009). Hierdie stedelike gegewens dra by tot fisiologiese stres by stedelike bome, veral dié langs teerpaie. Daar is bevind dat hierdie faktore stedelike bome se lewensduur kan verkort, vergeleke met bome in landelike gebiede (Czaja *et al.*, 2020; Sæbø *et al.*, 2005).

Die data van Van Rensburg *et al.* (1997a) het aangedui dat stadsbome se waterpotensiaalwaardes in die somer (Desember 1992 tot Maart 1993) tussen $-0,9$ MPa en $-1,2$ MPa wissel. Die data van die huidige studie het 'n bestek van $-0,2$ MPa tot -1 MPa aangeteken. Die blaarwaterpotensiaalwaardes van

stedelike eike tydens die waarnemingstydperke in 1992 en 2018/2019 het dus meestal ooreengestem (dit is wel so dat verskillende bome gemeet is en dat die steekproef in hierdie studie groter was). Dieselfde bome as dié van vorige studies kon nie ingesluit word nie, aangesien hulle ligging nie bekend was nie. Die basale Ψ_{blaar} wat in hierdie studie aangeteken is, vergelyk goed met wat Bussotti *et al.* (2002) vir stedelike *Q. ilex*-bome aangeteken het, naamlik tussen 0 en $-1,5$ vir bome in 'n droë klimaat. Die gemiddelde basale Ψ_{blaar} van alle bome was ook vergelykbaar met die resultate van Bussotti *et al.* (2002) vir *Q. ilex*-bome, naamlik -1 MPa of hoër. Gevolglik is dit onwaarskynlik dat die straatbome in die huidige studie aan waterstres ly, in teenstelling met die gangbare aanname dat die bome in droër gebiede aan 'n erge watertekort ly. Hierdie bevinding word verder ondersteun deur data van Sancho-Knapik *et al.* (2018), waarvolgens goed benatte *Q. ilex* voordagse waterpotensiaalwaardes tussen $-0,1$ MPa en $-3,0$ MPa het. Dit weersprek die bevindinge van Van Rensburg, *et al.* (1997a), waarvolgens bome met waterpotensiale tussen $-0,9$ MPa en $-1,2$ MPa aan watertekortstres ly. Die 1997studie het op die beskikbare navorsing van die tyd gesteun; sedertdien is nuwe navorsing gepubliseer (Arend *et al.*, 2012; Deligöz & Bayar, 2018; Sancho-Knapik *et al.*, 2018; Selig & Böhne, 2017) en kan die verskillende interpretasies toegeskryf word aan nuwe data oor wat as watertekort beskou moet word, sowel as nuwe metings van waterinhoud, onder andere stamwaterinhoud (Zhou *et al.*, 2018). Bowendien word *Q. robur* as 'n droogtebestande spesie beskou en ter wille van die aanpassing daarvan by 'n watertekort deur diep wortelsisteme regoor die wêreld as straatbome gekies (Arend *et al.*, 2012; Deligöz & Bayar, 2018; Scharnweber *et al.*, 2011; Thomsen *et al.*, 2020; Van Hees, 1997).

Hoewel bome in die ondeurdringbare oppervlakgroep lae waterpotensiaalwaardes getoon het, blyk dit nie die fotosintetiese vermoëns van hierdie bome te affekteer nie (boom 1A–1E, 2A–2C, 4A–4E, 6A–6C, 7A–7D, 8A–8E en 9A–9E), soos aan die PI_{TOTAAL} en F_w/F_m -waardes gesien kan word (Figuur 9 en 10). Bome het oor die algemeen 'n afname van waterpotensiaal sowel as PI_{TOTAAL} van Desember 2018 tot Maart 2019 getoon. Hierdie verskil was egter nie statisties beduidend nie. Moontlike verklarings vir hierdie afname kan laer waterbesikbaarheid (hoewel nie 'n watertekort nie) en beperkte fotosintetiese aktiwiteit van mesofil weens laer temperature in Maart 2019 as in Desember 2018 wees (Garcia-Plazaola *et al.*, 1997). Dis egter duidelik dat 'n afname in waterbesikbaarheid nie direk aan verlaagde PI_{TOTAAL} -waardes gekoppel kan word nie. Boom 3B, 3C en 9D het byvoorbeeld die laagste PI_{TOTAAL} -waardes in Maart 2019 gehad, maar geen watertekort getoon nie (Figuur 8 en Bylae B).

Daar is getoon dat *Q. ilex* wat nie aan ernstige watertekort (-3 MPa) blootgestel is nie, konstante F_w/F_m -waardes behou (Sancho-Knapik *et al.*, 2018) – dit is ook soos in Figuur 10 gesien kan word by *Q. robur* die geval. Živčák *et al.* (2008) vind dat PI_{TOTAAL} 'n meer betroubare aanduiding van FSII-aktiwiteit is as F_w/F_m (Figuur 9 en 10). Verdere ondersoek van die faktore wat bydra tot boomvitaliteit behoort dus gedoen te word met die oog op verbeterde bewaring en opvolging. Verder kan

waterpotensiaal en chlorofil *a*-fluoresensiemetings herhaal word ten einde tendense in verandering weens grondverdigting of ander oorsake vas te stel.

Wat voedingstofinhoud betref, het die klipgruisgroep 'n hoër kalsiumvlak getoon as die ander groepe; dit kan potensieel toegeskryf word aan loging vanuit gruis in die grondoplossing in (Liu *et al.*, 2022). In teenstelling daarmee het die ondeurdringbare oppervlak-, die tuin-/grasperkbedekking- en die kontrolegroep laer kalsiumwaardes getoon as die gemiddelde van *Quercus*-spesies (<8 400 mg kg⁻¹) (Burgess *et al.*, 2015), wat op kalsiumtekort kan dui (sien Bylaag A). Kalsium is 'n noodsaaklike voedingstof wat in verskeie fisiologiese prosesse 'n rol speel – dit maak deel uit van selwande, dien as boodskappers in metaboliese prosesse en as regulerende komponente tydens fotosintese (Ridolfi *et al.*, 1996). Verder kan 'n kalsiumtekort verminderde stomatale beweging teweegbring en dus die watertoestand binne plante asook CO₂-assimilering beïnvloed (Ridolfi *et al.*, 1996). 'n Kalsiumtekort kan dus duidelik nadelige gevolge inhou vir die vitaliteit van bome. Dit speel egter waarskynlik 'n klein rol by die Eikelaan, aangesien die bome in natuurlike gebiede soortgelyke lae kalsiumvlakke getoon het (Bylaag A).

Hoewel die resultate op hoë kaliumvlakke in die meeste *Q. robur*-bome gedui het, behels dit nie noodwendig toksiese kaliumvlakke nie. Kalium is die mees algemene kation in plante en 'n onontbeerlike voedingstof vir plantmetabolisme – kaliumtoksiteit is gevolglik baie skaars in plante (Mäser *et al.*, 2002). 'n Moontlike verklaring vir die statisties beduidende hoër vlak van kalium in die klipgruisgroep as Groep 1, is dat kalium mettertyd uit gruis in die grond vrygestel word, en dus tot hoër kaliumvlakke in die grond self kan lei (Liu *et al.*, 2022). Dieselfde geld vir die verryking van magnesium, kalsium, chroom en natrium, sowel as sink, yster, silika, koolstof en stikstof (Liu *et al.*, 2022).

Ander voedingstowwe waarvan hoër of laer vlakke aangeteken is, was egter steeds binne die aanvaarbare spesifieke interval vir *Quercus*-bome (Burgess *et al.*, 2015). Die resultate van ander voedingstowwe het nie toksiteit of tekort aangedui nie en het dus nie die straatbome se vitaliteit beïnvloed nie.

Hoewel die F_w/F_m -waardes 'n beduidende verskil tussen bome in die Klipgruis groep en die res van die bome, was hierdie F_w/F_m -waardes steeds hoog genoeg om nie op fisiologiese stres te dui nie. F_w/F_m toon eers 'n afname by ernstige waterstres teen -3Mpa (Sancho-Knapik *et al.*, 2018). Nietemin, aangesien PI_{TOTAAL} ook laer waardes getoon het vir bome in die Klipgruisgroep, toon dit fisiologiese stres wat duidelik nie deur watertekort veroorsaak word nie. Hoe dit ook al sy, slegs hierdie twee parameters van chlorofilfluoresensie is bespreek en vele ander sou in toekomstige diepgaande studies rakend fluoressensie-data ondersoek kon word. Voedingstof- / elementalanalise toon dat die meerderheid van voedingstowwe (magnesium, fosfaat, yster, mangaan, nikkels, sink) binne normale vlakke val vir *Quercus*-bome. Ons gevolgtrekking is dat resultate getoon het eikebome wat aan die Universiteit grens, ly nie aan watertekort nie, maar toon aanvaarbare vlakke van water, in teenstelling met die

resultate van Van Rensburg, *et al.* (1997a). Dit dui daarop dat watertekort as die hooforsaak van eikafsterwe in Potchefstroom uitgeskakel kan word. Daar word dus voorgestel dat daar dieper gedelf word in die fluoressensiedata asook dat lugbesoedelingstudies uitgevoer word, sowel as herhaling van die fisiologiese en ekologiese studies, ten einde 'n bestuursplan op te stel om hierdie bome te bewaar. Verder is dit van kritieke belang dat daar ook biodiversiteitstudies op die bome uitgevoer word om te bepaal watter ander organismes op hierdie bome as 'n habitat vir oorlewing staatmaak. Verder word die bestudering van die effek van uitlaatgasse op die bome aanbeveel. Intussen word ook voorgestel dat die bome vir enige drastiese veranderinge in hulle vitaliteit gemoniteer word. Die oorsaak van die terugsterwing van die bome moet eers met sekerheid bepaal word voordat bestuursplanne, soos die plant van nuwe bome of die skepping van tuine onder die bome, of selfs kunsmis-toediening of plaagbeheer, suksesvol uitgevoer kan word.

5. Gevolgtrekking

Die hipotese was dat ondeurdringbare oppervlakke soos sypaadjies of teer, wat tipies van stedelike omgewings is, 'n negatiewe uitwerking op die vitaliteit van die bome in die Potchefstroomse Eikelaan het. Dit is deels bevestig, aangesien die ondeurdringbare oppervlak as grondbedekking 'n waarneembare negatiewe effek het op waterspanning in bome en visuele boomgesondheid. Hierdie effek het egter nie gekorreleer met 'n watertekort nie, al is laer ψ_{blaar} aangeteken en swakker ander vitaliteitsindekse gemeet. Na aanleiding van die bespreking van die resultate wat verkry is, kan die gevolgtrekking gemaak word dat bome in die Eikelaan in Potchefstroom aan omgewingstres ly en visuele afsterwe toon. Hierdie bome ervaar egter nie droogtestres nie, dus is ander faktore waarskynlik vir die kwynende vitaliteit van die bome verantwoordelik. Hierdie faktore kan volgens die Manionkwyningspiraal (Bulaon & MacKenzie, 2007) gekategoriseer word, naamlik bestaande vatbaarheidsfaktore soos die gevolge van ouderdom en lugbesoedeling, ontketeningsfaktore soos ontblarende insekte en bydraende faktore soos kankerswamme en parasiete.

Daar word aanbeveel dat fisiologiese en ekologiese data-versameling herhaal word ten einde tendense in waterinhoud en fotosintetiese aktiwiteit vas te stel. Dit kan ook help om die deurlopende vitaliteit van *Q. robur*-bome in die Eikelaan te monitor. Verder kan toekomstige studies boomvitaliteit takseer deur middel van boomringisotope ('n nievernietigende metode) en grondmonsterstudies, en deur studies van waterpotensiaal en chlorofilfluoresensie te herhaal. Bestudering van klimaatdata word ook voorgestel, sowel as die moontlike teenwoordigheid van bekende plae van *Quercus*-bome, onder andere die herbi-voriese stompokpewer (*Euwallacea fornicatus*).

Erkennings

My opregte dank aan my studieleiers, prof. Jacques Berner en prof. Sarel Cilliers, vir die geleentheid om hierdie navorsing te doen en vir omvangryke leiding en ondersteuning. 'n Woord van dank ook aan my broer Hardus Ludick vir die taalversorging van hierdie manuskrip.

Befondsingsbronne

Ek dank graag InteliGro Noord, die Noordwes-Universiteit en die Suid-Afrikaanse Akademie vir Wetenskap en Kuns vir ruim befonding waarsonder hierdie navorsing nie moontlik sou wees nie.

Bydrae van elke outeur

Al vier outeurs voldoen aan elk die volgende vereistes:

- Wesenlike bydraes tot die totstandkoming **of** vormgewing van die werk; **of** die verkryging, ontleding, of interpretasie van data vir die werk; **EN**
- Konseptualisering van die werk **of** kritiese hersiening van die werk vir belangrike intellektuele inhoud; **EN**
- Finale goedkeuring van die weergawe wat gepubliseer gaan word; **EN**
- Ooreenkoms om aanspreeklik te wees vir alle aspekte van die werk om te verseker dat vrae oor die akkuraatheid en integriteit van enige gedeelte van die werk behoorlik ondersoek en opgeklaar word.

Datums

Ingedien: 28/07/2022
Aanvaar: 04/05/2023
Gepubliseer: 01/06/2023

Bibliografie

- Abadia, J., 1993, Iron and plant pigments. *Iron chelation in plants and soil microorganisms* 327-343. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-079870-4.50020-X>.
- Adesoye, P.O., Dondofema, F., 2021, Assessing and classifying the health and risk status of avenue trees. *Arboricultural Journal*, 43(2), 93-114. <https://doi.org/10.1080/03071375.2021.1903210>.
- Allison, R.B., Wang, X., 2015, Chapter 7: Nondestructive Testing in the Urban Forest. In: USDA Forest Service. Forest Products Laboratory, General Technical Report. pp. 77-86. <https://www.fs.usda.gov/treeearch/pubs/49380>.
- Améglio, T., Archer, P., Cohen, M., et al., 1999, Significance and limits in the use of predawn leaf water potential for tree irrigation. *Plant and Soil* 207(2), 155-167. <https://doi.org/10.1023/A:1026415302759>.
- Anon., 2017, The historic oak avenue of Potchefstroom may have a future. The Heritage Portal. <http://www.theheritageportal.co.za/notice/historic-oak-avenue-potchefstroom-may-have-future>. Accessed 21 March 2023.
- Arend, M., Brem, A., Kuster, T., et al., 2012, Seasonal photosynthetic responses of European oaks to drought and elevated daytime temperature. *Plant biology* 15(suppl. 1), 169-176. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2012.00625.x>.
- Baker, N.R., 2006, A possible role for photosystem II in environmental perturbation of photosynthesis. *Physiologia Plantarum* 81, 563-570. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.1991.tb05101.x>.
- Bal, T.L., Storer, A.J., Jurgensen, M.F., et al., 2015, Nutrient stress predisposes and contributes to sugar maple dieback across its northern range: a review. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 88(1), 64-83. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpu051>.
- Bauerle, T.L., Richards, J.H., Smart, D.R., et al., 2008, Importance of internal hydraulic redistribution for prolonging the lifespan of roots in dry soil. *Plant, Cell & Environment*, 31(2):177-186. Doi: 10.1111/j.1365-3040.2007.01749.x <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2007.01749.x>
- Berland, A., Shiflett, S.A., Shuster, et al., 2017, The role of trees in urban stormwater management. *Landscape and Urban Planning* 162, 167-177. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.02.017>.
- Besson, C., Lobo-do-Vale, R., Rodrigues, M., et al., 2014, Cork oak physiological responses to manipulated water availability in a Mediterranean woodland. *Agricultural and Forest Meteorology* 184, 230-242. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2013.10.004>.
- Bojórquez-Quintal, E., Escalante-Magaña, C., Echevarría-Machado, I., et al., 2017, Aluminum, a friend or foe of higher plants in acid soils. *Frontiers in Plant Science* 8, e1767. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01767>.

- Bréda, N., Granier, A., Barataud, F., et al., 1995, Soil water dynamics in an oak stand. *Plant and Soil* 172(1), 17-27. <https://doi.org/10.1007/BF00020856>.
- Brun, F.G.K., Brun, E.J., Gerber, D., et al., 2017, Nutrition facts and limits for micronutrients in tree species used in urban forestry. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 89(3), 1881-1893. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201720160785>.
- Bulaon, B., MacKenzie, M., 2007, Red fir decline and mortality on the Stanislaus National Forest. In: USDA Forest Service. FHP Report No. SS07-01.
- Burgess, J., Szlavecz, K., Rajakaruna, N., et al., 2015, Ecotypic differentiation of mid-Atlantic *Quercus* species in response to ultramafic soils. *Australian Journal of Botany* 63(4), 308-323. <https://doi.org/10.1071/BT14274>.
- Burley, H., Beaumont, L.J., Ossola, A., et al., 2019, Substantial declines in urban tree habitat predicted under climate change. *Science of the Total Environment* 685, 451-462. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.287>.
- Bussotti, F., Bettini, D., Grossoni, P., et al., 2002, Structural and functional traits of *Quercus ilex* in response to water availability. *Environmental and Experimental Botany* 47(1), 11-23. [https://doi.org/10.1016/S0098-8472\(01\)00111-3](https://doi.org/10.1016/S0098-8472(01)00111-3).
- Calfapietra, C., Peñuelas, J., Niinemets, Ü., 2015, Urban plant physiology: adaptation-mitigation strategies under permanent stress. *Trends in Plant Science* 20(2), 72-75. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2014.11.001>.
- Callow, D., May, P., Johnstone, D., 2018, Tree vitality assessment in urban landscapes. *Forests*, 9(5), e279. <https://doi.org/10.3390/f9050279>.
- Cavender-Bares, J., 2007, Chilling and freezing stress in live oaks (*Quercus* section *Virentes*): intra- and inter-specific variation in PS II sensitivity corresponds to latitude of origin. *Photosynthesis Research* 94(2-3), 437-453. <https://doi.org/10.1007/s11120-007-9215-8>.
- Čermák, J., Ulehla, J., Kučera, J., et al., 1982, Sap flow rate and transpiration dynamics in the full-grown oak (*Quercus robur* L.) in floodplain forest exposed to seasonal floods as related to potential evapotranspiration and tree dimensions. *Biologia Plantarum* 24(6), 446-460. <https://doi.org/10.1007/BF02880444>.
- Chen, W., He, Z.L., Yang, X.E., et al., 2010, Chlorine nutrition of higher plants: progress and perspectives. *Journal of Plant Nutrition* 33(7), 943-952. <https://doi.org/10.1080/01904160903242417>.
- Czaja, M., Kołton, A., Muras, P., 2020, The complex issue of urban trees-stress factor accumulation and ecological service possibilities. *Forests* 11(9), e932. <https://doi.org/10.3390/f11090932>.
- Daley, M.J., Phillips, N.G., 2006, Interspecific variation in nighttime transpiration and stomatal conductance in a mixed New England deciduous forest. *Tree Physiology* 26(4), 411-419. <https://doi.org/10.1093/treephys/26.4.411.d>
- Deligöz, A.E., Bayar, E., 2018, Drought stress responses of seedlings of two oak species (*Quercus cerris* and *Quercus robur*). *Turkish Journal of Agriculture and Forestry* 42, 114-123.
- Esteban, R., Balaguer, L., Manrique, E., et al., 2009, Alternative methods for sampling and preservation of photosynthetic pigments and tocopherols in plant material from remote locations. *Photosynthesis Research* 101(1), 77-88. <https://doi.org/10.1007/s11120-009-9468-5>.
- García-Plazaola, J.I., Faria, T., Abadia, et al., 1997, Seasonal changes in xanthophyll composition and photosynthesis of cork oak (*Quercus suber* L.) leaves under Mediterranean climate. *Journal of Experimental Botany* 48(9), 1667-1674. <https://doi.org/10.1093/jxb/48.9.1667>.
- Gielen, B., Löw, M., Deckmyn, G., et al., 2006, Chronic ozone exposure affects leaf senescence of adult beech trees: a chlorophyll fluorescence approach. *Journal of Experimental Botany* 58(4), 785-795. <https://doi.org/10.1093/jxb/erl222>.
- Guo, W., Nazim, H., Liang, Z., et al., 2016, Magnesium deficiency in plants: An urgent problem. *The Crop Journal* 4(2), 83-91. <https://doi.org/10.1016/j.cj.2015.11.003>.
- Haque, I., 1987, Molybdenum in soils and plants and its potential importance to livestock nutrition, with special reference to sub-Saharan Africa. *ILCA Bulletin* 26, 20-28.
- Haynes, R., 1986, Uptake and assimilation of mineral nitrogen by plants. In: Haynes, R., ed. Mineral nitrogen in the plant-soil system. Orlando: Academic Press. pp. 303-378. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-334910-1.50010-8>.
- Hinckley, T., Lassoie, J., Running, S., 1978, Temporal and spatial variations in the water status of forest trees. *Forest Science* 24(suppl. 1), a0001-z0001.
- Hirons, A., 2015, Tree nutrition. *The Plantsman* 14(4), 236-241.
- Jim, C.Y., 2005, Outstanding remnants of nature in compact cities: patterns and preservation of heritage trees in Guangzhou city (China). *Geoforum* 36(3), 371-385. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2004.06.004>.
- Johnstone, D., Moore, G., Tausz, M., et al., 2013, The measurement of plant vitality in landscape trees. *Arboricultural Journal*, 35(1), 18-27. <https://doi.org/10.1080/03071375.2013.783746>.
- Kaur, H., Garg, N., 2021, Zinc toxicity in plants: a review. *Planta* 253(6). <https://doi.org/10.1007/s00425-021-03642-z>.
- Kleiber, T., Krzyżaniak, M., Świerk, D., et al., 2019, How does the content of nutrients in soil affect the health status of trees in city parks? *PLoS ONE* 14(9), e0221514. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0221514>.

- Klepper, B., 1968, Diurnal pattern of water potential in woody plants, *Plant Physiology* 43(12), 1931-1934. <https://doi.org/10.1104/pp.43.12.1931>.
- Krüger, G.H.J., Jordaan, A., Tiedt, L.R., et al., 2017, Opportunistic survival strategy of *Welwitschia mirabilis*: recent anatomical and ecophysiological studies elucidating stomatal behaviour and photosynthetic potential, *Botany* 95(12), 1109-1123. <https://doi.org/10.1139/cjb-2017-0095>.
- Kusaka, M., Pietkiewicz, S., Podlaski, S., et al., 2014, Photosynthetic efficiency of virginia mallow (*Sida hermaphrodita* (L.) Rusby) under differentiated soil moisture conditions, *International Journal of Sustainable Water and Environmental System* 6, 89-95.
- Liu, Q., Li, Y., Li, W., et al., 2022, Effect of the release of gravel elements on soil nutrients and Jujube fruit yield under wet-and-dry cycles, *Agronomy* 12, 2881. <https://doi.org/10.3390/agronomy12112881>.
- Martínez-Vilalta, J., Poyatos, R., Aguadé, D., et al., 2014, A new look at water transport regulation in plants, *New Phytologist* 204(1), 105-115. <https://doi.org/10.1111/nph.12912>.
- Mäser, P., Gierth, M., Schroeder, J.I., 2002, Molecular mechanisms of potassium and sodium uptake in plants. In: Horst, W.J., Bürkert, A., Claassen, N., Flessa, H., Frommer, W.B., Goldbach, H. ... v. Wirén, N., eds. *Progress in Plant Nutrition: Plenary Lectures of the XIV International Plant Nutrition Colloquium: Food security and sustainability of agro-ecosystems through basic and applied research*. Dordrecht: Springer Netherlands. pp. 43-54. https://doi.org/10.1007/978-94-017-2789-1_3.
- Mattheck, C., Breloer, H., 1994, Field guide for visual tree assessment (VTA), *Arboricultural Journal* 18(1), 1-23. <https://doi.org/10.1080/03071375.1994.9746995>.
- May, P., Livesley, S., Shears, I., 2013, Managing and monitoring tree health and soil during extreme drought in Melbourne, Victoria, *Urban Forestry & Urban Greening* 39, 136-145. <https://doi.org/10.48044/jauf.2013.019>.
- McCutchan, H., Shackel, K.A., 1992, Stem-water potential as a sensitive indicator of water stress in prune trees (*Prunus domestica* L. cv. French), *Journal of the American Society for Horticultural Science* 117(4), 607-611. <https://doi.org/10.21273/JASHS.117.4.607>.
- Menzies, N., Lucia, S., 2009, The science of phosphorus nutrition: forms in the soil, plant uptake, and plant response, *Science* 18(09). Available from: <https://grdc.com.au/resources-and-publications/grdc-update-papers/tab-content/grdc-update-papers/2009/02/the-science-of-phosphorus-nutrition-forms-in-the-soil-plant-uptake-and-plant-response>.
- Merchant, A., Tausz, M., Arndt, S.K., et al., 2006, Cyclitols and carbohydrates in leaves and roots of 13 Eucalyptus species suggest contrasting physiological responses to water deficit, *Plant, Cell and Environment* 29(11), 2017-2029. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2006.01577.x>.
- Moyo, G.G., Chikuni, M., 2016, Influence of anthropogenic activities on the initial establishment and growth rate of introduced *Senna siamea* in Zomba-Malosa Forest Reserve, Malawi, *Open Science Journal* 1(4). <https://doi.org/10.23954/osj.v1i4.673>.
- Murchie, E.H., Lawson, T., 2013, Chlorophyll fluorescence analysis: a guide to good practice and understanding some new applications, *Journal of Experimental Botany* 64(13), 3983-3998. <https://doi.org/10.1093/jxb/ert208>.
- Nawaz, M.F., Bourrié, G., Trolard, F., 2013, Soil compaction impact and modelling. A review, *Agronomy for Sustainable Development* 33(2), 291-309. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0071-8>.
- Nieminen, T.M., Ukonmaanaho, L., Rausch, N., et al., 2007, Biogeochemistry of nickel and its release into the environment, *Metal Ions in Life Sciences* 2, 1-30. <https://doi.org/10.1002/9780470028131.ch1>.
- Nitschke, C., Nichols, S., Allen, K., et al., 2017, The influence of climate and drought on urban tree growth in southeast Australia and the implications for future growth under climate change, *Landscape and Urban Planning* 167, 275-287. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.06.012>.
- Nowak, D.J., 1993, Atmospheric carbon reduction by urban trees, *Journal of Environmental Management* 37(3), 207-217. <https://doi.org/10.1006/jema.1993.1017>.
- Nowak, D.J., Crane, D.E., 2002, Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA, *Environmental Pollution* 116(3), 381-389. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00214-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00214-7).
- Perez-Priego, O., Zarco-Tejada, P.J., Miller, J.R., et al., 2005, Detection of water stress in orchard trees with a high-resolution spectrometer through chlorophyll fluorescence in-filling of the O/sub 2/-A band, *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 43(12), 2860-2869. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2005.857906>.
- Petrova, S., Yurukova, L., Velcheva, I., 2014, Assessment of the urban trees health status on the base of nutrient and pigment content in their leaves, *Journal of Biological Sciences and Biotechnology* 3(1), 69-77.
- Pollastrini, M., Holland, V., Brüggemann, W., et al., 2014, Interactions and competition processes among tree species in young experimental mixed forests, assessed with chlorophyll fluorescence and leaf morphology, *Plant Biology* 16(2), 323-331. <https://doi.org/10.1111/plb.12068>.
- Purvis, E.R., 1955, Minor elements in plant nutrition, review of role of molybdenum in soils and plants, *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 3(8), 666-669. <https://doi.org/10.1021/jf60054a001>.
- Raghavan, G.S.V., Alvo, P., McKyes, E., 1990, Soil compaction in agriculture: A view toward managing the problem. In: Lal, R. & Stewart, B.A., eds. *Advances in Soil Science: Soil Degradation Volume 11*. New York, Springer New York. pp. 1-36. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-3322-0_1.
- Redillas, M.C.F., Jeong, J., Strasser, R., et al., 2011, JIP analysis on rice (*Oryza sativa* cv Nipponbare) grown under limited nitrogen conditions, *Journal of the Korean Society for Applied Biological Chemistry* 54(5), 827-832. <https://doi.org/10.1007/BF03253169>.
- Ridolfi, M., Rounsard, O., Garrec, J., et al., 1996, Effects of a calcium deficiency on stomatal conductance and photosynthetic activity of *Quercus robur* seedlings grown on nutrient solution, *Annales des Sciences Forestières* 53(2-3), 325-335. <https://doi.org/10.1051/forest:19960215>.
- Sæbø, A., Borzan, Ž., Ducatillon, C., et al., 2005, The selection of plant materials for street trees, park trees and urban woodland. In: Schipperijn, J., Pilmann, W., Tyrvaäinen, L., Mäkinen, K., & O'Sullivan, R., eds. *Urban Forests and Trees*. Dordrecht: Springer. pp. 257-280. https://doi.org/10.1007/3-540-27684-X_11.
- Samborska, I.A., Kalaji, H.M., Sieczko, L., et al., 2019, Can just one-second measurement of chlorophyll a fluorescence be used to predict sulphur deficiency in radish (*Raphanus sativus* L. *sativus*) plants? *Current Plant Biology* 19, 100096. <https://doi.org/10.1016/j.cpb.2018.12.002>.
- Sancho-Knapik, D., Mendoza-Herrer, Ó., Gil-Pelegrín, E., et al., 2018, Chl fluorescence parameters and leaf reflectance indices allow monitoring changes in the physiological status of *Quercus ilex* L. under progressive water deficit, *Forests* 9(7), 400. <https://doi.org/10.3390/f9070400>.
- Scalenghe, R., Ajmone Marsan, F., 2009, The anthropogenic sealing of soils in urban areas, *Landscape and Urban Planning* 90, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.10.011>.
- Scharnweber, T., Manthey, M., Criegee, C., et al., 2011, Drought matters - Declining precipitation influences growth of *Fagus sylvatica* L. and *Quercus robur* L. in north-eastern Germany, *Forest Ecology and Management* 262(6), 947-961. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.05.026>.
- Scholander, P.F., Bradstreet, E.D., Hemmingsen, E.A., et al., 1965, Sap pressure in vascular plants: Negative hydrostatic pressure can be measured in plants, *Science* 148(3668), 339-346. <https://doi.org/10.1126/science.148.3668.339>.
- Selig, M., Bohne, H., 2017, Drought stress reactions of different populations of *Quercus robur* L. and *Tilia cordata* Mill, *Journal of Environmental Horticulture* 35(1), 6-12. <https://doi.org/10.24266/0738-2898-35.1.6>.
- Sepúlveda, P.J., Johnstone, D., 2018, A novel way of assessing plant vitality in urban trees, *Forests* 10(1), e2. <https://doi.org/10.3390/f10010002>.
- Shah, A.N., Tanveer, M., Shahzad, B., et al., 2017, Soil compaction effects on soil health and crop productivity: an overview, *Environmental Science and Pollution Research* 24(11), 10056-10067. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8421-y>.
- Sharma, A., Kapoor, D., Wang, J., et al., 2020, Chromium bioaccumulation and its impacts on plants: an overview, *Plants* 9(1), 100. <https://doi.org/10.3390/plants9011000>.
- Shigo, A.L., 1991, Modern arboriculture: a systems approach to the care of trees and their associates. Durham: Shigo and Trees.
- Skiadareis, G., Schwarz, J.A., Bauhus, J., 2019, Groundwater extraction in floodplain forests reduces radial growth and increases summer drought sensitivity of Pedunculate oak trees (*Quercus robur* L.), *Frontiers in Forests and Global Change* 2(5), e1328. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00005>.
- Strasser, R., Srivastava, A., Tsimilli-Michael, M., 2000, The fluorescence transient as a tool to characterize and screen photosynthetic samples. In: Yunus, M., Pathre, U. & Mohanty, P., eds. *Probing photosynthesis: Mechanism, regulation and adaptation*. Boca Raton: CRC Press. pp. 445-483.
- Strasser, R., Tsimilli-Michael, M., Qiang, S., et al., 2010, Simultaneous in vivo recording of prompt and delayed fluorescence and 820-nm reflection changes during drying and after rehydration of the resurrection plant *Haberlea rhodopensis*, *Biochimica et Biophysica Acta* 1797, 1313-1326. <https://doi.org/10.1016/j.bbabi.2010.03.008>.
- Thomsen, S., Reisdorff, C., Gröngroft, A., et al., 2020, Responsiveness of mature oak trees (*Quercus robur* L.) to soil water dynamics and meteorological constraints in urban environments, *Urban Ecosystems*, 23, 1-14. <https://doi.org/10.1007/s11252-019-00908-z>.
- Van Hees, A., 1997, Growth and morphology of pedunculate oak (*Quercus robur* L.) and beech (*Fagus sylvatica* L.) seedlings in relation to shading and drought, *Annales des Sciences Forestières* 54(1), 9-18. <https://doi.org/10.1051/forest:19970102>.
- Van Rensburg, L., Krüger, G.H.J., Ubbink, B., et al., 1997a, A phytocentric perspective of *Asterolecanium quercicola* Bouché infestation on *Quercus robur* L. trees along an urbanization gradient, *South African Journal of Botany*, 63(1), 25-31. [https://doi.org/10.1016/S0254-6299\(15\)30688-8](https://doi.org/10.1016/S0254-6299(15)30688-8).
- Van Rensburg, L., Krüger, G.H.J., Ubbink, B., et al., 1997b, Seasonal performance of *Quercus robur* L. along an urbanization gradient, *South African Journal of Botany* 63(1), 32-36. [https://doi.org/10.1016/S0254-6299\(15\)30689-X](https://doi.org/10.1016/S0254-6299(15)30689-X).

- White, P.J., 2003, Calcium in plants, *Annals of Botany* 92(4), 487-511. <https://doi.org/10.1093/aob/mcg164>.
- Zhori, A., Meco, M., Brandl, H., et al., 2015, In situ chlorophyll fluorescence kinetics as a tool to quantify effects on photosynthesis in *Euphorbia cyparissias* by a parasitic infection of the rust fungus *Uromyces pisi*, *BMC Research Notes* 8(1). <https://doi.org/10.1186/s13104-015-1681-z>.
- Živčák, M., Brestič, M., Olšovská, K., et al., 2008, Performance index as a sensitive indicator of water stress in *Triticum aestivum* L, *Plant, Soil and Environment* 54(4), 133-139. <https://doi.org/10.17221/392-PSE>.
- Zukswert, J.M., Hallett, R., Bailey, S.W., et al., 2021, Using regional forest nutrition data to inform urban tree management in the northeastern United States, *Urban Forestry & Urban Greening* 57, e126917. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126917>.

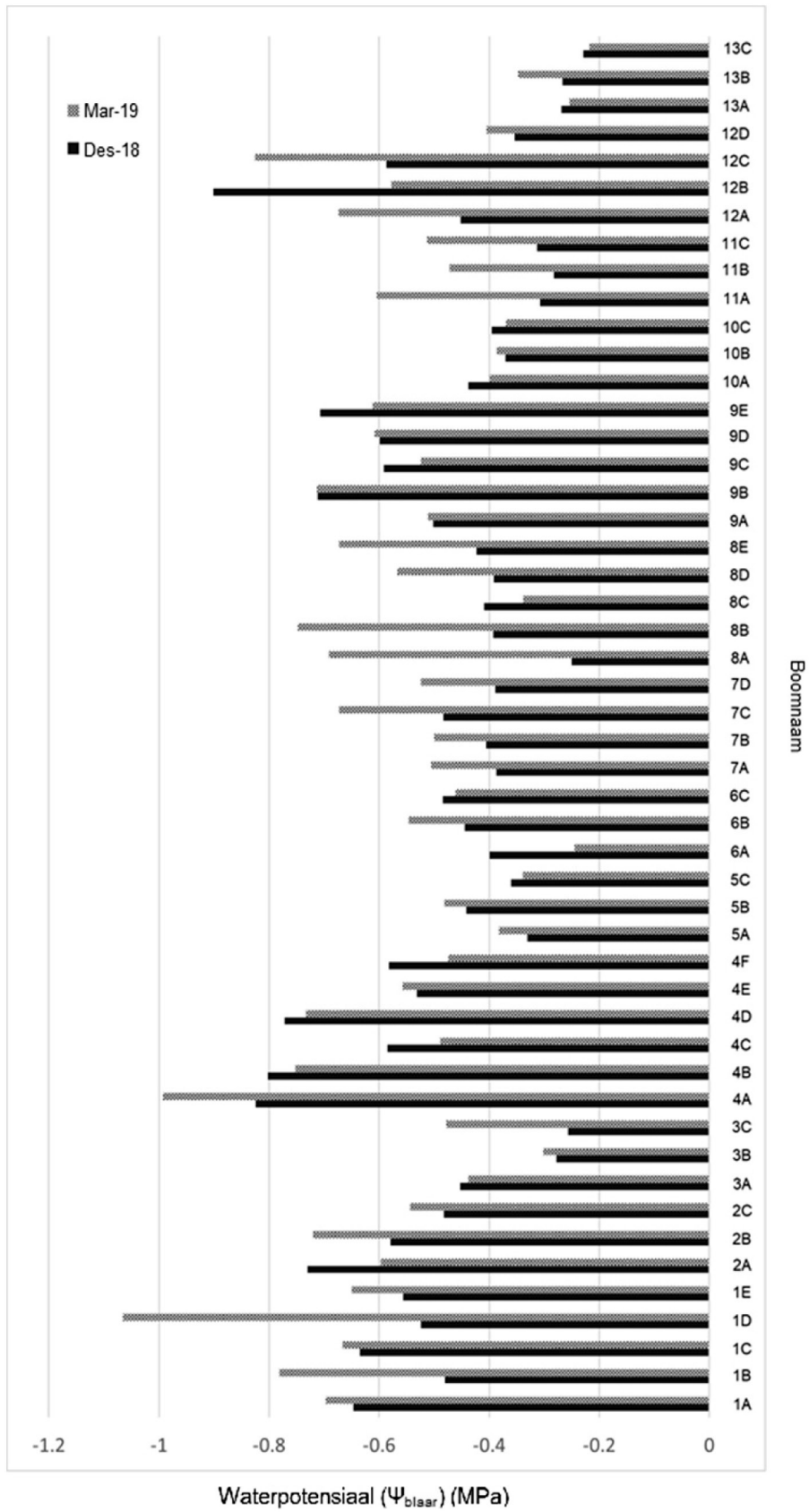
Bylaes

Bylae A: Mikro- en makrovoedingstowwe in plante, hul funksies en algemeen aanvaarbare hoeveelhede binne plante, asook die gemiddelde hoeveelhede in *Quercus*-spesies. Aangepas uit Hiron (2015).

Voedingstof	Funksie van voedingstof	Aanneemlike vlak (mg kg ⁻¹)*	Gemiddelde inhoud in stadsbome (mg kg ⁻¹ **	Gemiddelde inhoud in <i>Quercus</i> -spesies (mg kg ⁻¹ ***
Mikrovoedingstowwe				
Aluminium (Al)	Plantgroeistimulering en bevordering van voedingstofopname, voorkoming van biotiese en abiotiese stres	1,0–2,0 (pH < 5,5)	30,3–505	35,4
Boor (B)	Speel 'n rol by lootgroei en wortelverlenging, membraanfunksie en selwandstruktuur	20,0–60,0	12,0–70,0	
Chloor (Cl)	Osmoregulering, speel 'n rol in vorming van O ₂ tydens fotosintese	200–400		
Chroom (Cr)	Geen biologiese rol bekend, moontlik toksies			1,9
Koper (Cu)	Teenwoordig in proteïene, speel 'n rol by verhouting en stuif-meelvervaardiging	5,0–20,0	4,48–14,6	4,09
Yster (Fe)	Speel 'n rol in chlorofilsintese, deel van proteïene en ensieme	50,0–150,0	52,8–184,0	94,3
Mangaan (Mn)	Dien as ensieme en kofaktor vir ensieme, speel 'n rol in vorming van O ₂ tydens fotosintese	20–840,0	25,0–446,6	1167,6
Molibdeen (Mo)	Komponent van ensieme en kofaktore, ensiem vir fiksering van N ₂	0,1–4,8		
Nikkel (Ni)	Speel 'n rol in stikstofmetabolisme, komponent van ensieme	0,05–10		10,603
Sink (Zn)	Speel 'n rol in proteïensintese, koolhidraatmetabolisme en aktivering van ensieme, komponent van ensieme	20,0–200,0	9,51–43,8	20,2
Makrovoedingstowwe				
Kalsium (Ca)	Stabilisering van selwande en -membrane, seluitbreiding, osmoregulering, uitskeidingsprosesse	1 000–50 000	4 835– 18 435	8413,1
Koolstof (C)	Noodsaaklike komponent van organiese materiaal en noodsaaklik tydens fotosintese			46 9333
Magnesium (Mg)	Komponent van chlorofil, speel 'n rol in aktivering van ensieme en fosforilering	1 500–3 500	1 341–6 116	4391,9
Stikstof (N)	Komponent van proteïene, fosfolipiede, nukleiënsuur, chlorofil, ko-ensieme, fitohormone en sekondêre metaboliete	15 000–50 000	1 440–2 600	15 233
Fosfor (P)	Komponent van ATF (energiemolekule), nukleiënsuur, fosfolipiede, ko-ensieme, stysels en suikers	800–2 200	1 579–1 641	639,9
Kalium (K)	Speel 'n rol in ensiemaktivering, floëemvervoer, stresweerstand en regulering van stomatale opening, onderverdeling van proteïene	4 000–15 000	1 919–20 900	3642,7
Sulfaat (S)	Onderverdeling van aminosure, proteïene, ko-ensieme en sekondêre metaboliete, speel 'n rol in selweerstand teen ontwatering en rypskade	1 000–1 600	1 140–3 021	1174,8

*Waardes verkry vanuit Bojórquez-Quintal *et al.*, 2017; Brun *et al.*, 2017; Chen *et al.*, 2010; Guo *et al.*, 2016; Haque, 1987; Haynes, 1986; Kaur & Garg, 2021; Menzies & Lucia, 2009; Nieminen *et al.*, 2007; Purvis, 1955; Sharma *et al.*, 2020; White, 2003. ** Waardes verkry vanuit (Brun *et al.*, 2017; Petrova *et al.*, 2014; Zukswert *et al.*, 2021. *** Waardes verkry vanuit Burgess *et al.*, 2015.

Bylae B: Basale blaarwaterpotensiaal (Ψ_{blaar}) van individuele bome (1-50) soos aangeteken in Desember 2018 en Maart 2019



Bylae C: Opsomming van statistiese bevindings van verskille in voedingstofwaardes in groepe, met mediaanwaardes asook *p*- en *z*-waardes. G1 = Ondeurdringbare oppervlak, G2 = Klipgruis, G3 = Tuin/grasperkbedekking, K = kontrole.

	G1-G2	G1-G3	G2-G3	G1-K	G2-K	G3-K
Berillium	G1: 0,001 G2: 0,002 <i>z</i> = -1,888 <i>p</i> = 0,059	G1: 0,001 G3: < 0,000 <i>z</i> = 2,548 <i>p</i> = 0,011*	G2: 0,002 G3: < 0,000 <i>z</i> = 3,097 <i>p</i> = 0,002*	G1: 0,001 K: 0,001 <i>z</i> = -1,888 <i>p</i> = 0,059	G2: 0,002 K: 0,001 <i>z</i> = 0,000 <i>p</i> = 1,000	G3: < 0,000 K: 0,001 <i>z</i> = -3,097 <i>p</i> = 0,002*
Natrium	G1: 11,57 G2: 16,75 <i>z</i> = -1,487 <i>p</i> = 0,137	G1: 11,57 G3: 7,379 <i>z</i> = 2,858 <i>p</i> = 0,004*	G2: 16,75 G3: 7,379 <i>z</i> = 2,878 <i>p</i> = 0,004*	G1: 11,57 K: 9,546 <i>z</i> = -0,126 <i>p</i> = 0,900	G2: 16,75 K: 9,546 <i>z</i> = 1,008 <i>p</i> = 0,313	G3: 7,379 K: 9,546 <i>z</i> = -1,593 <i>p</i> = 0,111
Magnesium	G1: 2 770 G2: 4 749 <i>z</i> = -1,729 <i>p</i> = 0,084	G1: 2 770 G3: 2 135 <i>z</i> = 1,984 <i>p</i> = 0,047*	G2: 4 749 G3: 2 135 <i>z</i> = 2,656 <i>p</i> = 0,008*	G1: 2 770 K: 1 884 <i>z</i> = 1,94 <i>p</i> = 0,052	G2: 4 749 K: 1 884 <i>z</i> = 2,717 <i>p</i> = 0,007*	G3: 2 135 K: 1 884 <i>z</i> = 0,807 <i>p</i> = 0,4195
Aluminium	G1: 22,72 G2: 40,89 <i>z</i> = -2,070 <i>p</i> = 0,038*	G1: 22,72 G3: 15,35 <i>z</i> = 2,530 <i>p</i> = 0,011*	G2: 40,89 G3: 15,35 <i>z</i> = 3,240 <i>p</i> = 0,001*	G1: 22,72 K: 16,96 <i>z</i> = 1,598 <i>p</i> = 0,11	G2: 40,89 K: 16,96 <i>z</i> = 2,717 <i>p</i> = 0,007*	G3: 15,35 K: 16,96 <i>z</i> = 0,203 <i>p</i> = 0,839
Fosfor	G1: 1 117 G2: 1 266 <i>z</i> = -1,31 <i>p</i> = 0,190	G1: 1 117 G3: 1 037 <i>z</i> = 1,116 <i>p</i> = 0,2645	G2: 1 266 G3: 1 037 <i>z</i> = 1,812 <i>p</i> = 0,07	G1: 1 117 K: 853,2 <i>z</i> = 2,358 <i>p</i> = 0,018*	G2: 1 266 K: 853,2 <i>z</i> = 2,717 <i>p</i> = 0,007*	G3: 1 037 K: 853,2 <i>z</i> = 1,650 <i>p</i> = 0,099
Kalium	G1: 7 278 G2: 10 450 <i>z</i> = -2,143 <i>p</i> = 0,032*	G1: 7 278 G3: 9 980 <i>z</i> = -3,001 <i>p</i> = 0,003*	G2: 10 450 G3: 9 980 <i>z</i> = 0,475 <i>p</i> = 0,635	G1: 7 278 K: 6 824 <i>z</i> = 0,315 <i>p</i> = 0,753	G2: 10 450 K: 6 824 <i>z</i> = 1,820 <i>p</i> = 0,068	G3: 9 980 K: 6 824 <i>z</i> = 1,845 <i>p</i> = 0,065
Kalsium	G1: 6 879 G2: 10 470 <i>z</i> = -2,385 <i>p</i> = 0,017*	G1: 6 879 G3: 7 107 <i>z</i> = 0,717 <i>p</i> = 0,474	G2: 10 470 G3: 7 107 <i>z</i> = 2,621 <i>p</i> = 0,009*	G1: 6 879 K: 5 752 <i>z</i> = 0,962 <i>p</i> = 0,336	G2: 10 470 K: 5 752 <i>z</i> = 2,479 <i>p</i> = 0,013	G3: 7107 K: 5752 <i>z</i> = 0,538 <i>p</i> = 0,590
Vanadium	G1: 0,443 G2: 0,583 <i>z</i> = -0,168 <i>p</i> = 0,866	G1: 0,443 G3: 0,329 <i>z</i> = 2,726 <i>p</i> = 0,006*	G2: 0,583 G3: 0,329 <i>z</i> = 1,565 <i>p</i> = 0,118	G1: 0,443 K: 0,183 <i>z</i> = 3,198 <i>p</i> = 0,001*	G2: 0,583 K: 0,183 <i>z</i> = 2,493 <i>p</i> = 0,013*	G3: 0,329 K: 0,183 <i>z</i> = 1,612 <i>p</i> = 0,107
Chroom	G1: 1,98 G2: 2,323 <i>z</i> = 0,118 <i>p</i> = 0,906	G1: 1,98 G3: 1,456 <i>z</i> = 2,734 <i>p</i> = 0,006*	G2: 2,323 G3: 1,456 <i>z</i> = 1,299 <i>p</i> = 0,194	G1: 1,98 K: 1,047 <i>z</i> = 3,257 <i>p</i> = 0,001*	G2: 2,323 K: 1,047 <i>z</i> = 2,324 <i>p</i> = 0,020*	G3: 1,456 K: 1,047 <i>z</i> = 1,664 <i>p</i> = 0,096
Mangaan	G1: 127,9 G2: 106,4 <i>z</i> = -0,189 <i>p</i> = 0,850	G1: 127,9 G3: 72,77 <i>z</i> = 3,833 <i>p</i> < 0,000*	G2: 106,4 G3: 72,77 <i>z</i> = 2,1557 <i>p</i> = 0,031*	G1: 127,9 K: 635 <i>z</i> = -2,269 <i>p</i> = 0,023*	G2: 106,4 K: 635 <i>z</i> = -1,540 <i>p</i> = 0,124	G3: 72,77 K: 635 <i>z</i> = -4,119 <i>p</i> = 0,000*
Yster	G1: 82,36 G2: 116,5 <i>z</i> = -1,815 <i>p</i> = 0,07	G1: 82,36 G3: 55,75 <i>z</i> = 2,922 <i>p</i> = 0,004*	G2: 116,5 G3: 55,75 <i>z</i> = 3,221 <i>p</i> = 0,001*	G1: 82,36 K: 69,62 <i>z</i> = 1,513 <i>p</i> = 0,130	G2: 116,5 K: 69,62 <i>z</i> = 2,464 <i>p</i> = 0,014*	G3: 55,75 K: 69,62 <i>z</i> = -0,08 <i>p</i> = 0,937
Kobalt	G1: 0,139 G2: 0,158 <i>z</i> = -1,748 <i>p</i> = 0,080	G1: 0,139 G3: 0,123 <i>z</i> = 1,954 <i>p</i> = 0,051	G2: 0,158 G3: 0,123 <i>z</i> = 2,658 <i>p</i> = 0,008*	G1: 0,139 K: 0,120 <i>z</i> = 0,445 <i>p</i> = 0,656	G2: 0,158 K: 0,120 <i>z</i> = 1,624 <i>p</i> = 0,104	G3: 0,123 K: 0,120 <i>z</i> = -0,588 <i>p</i> = 0,557

* Dui op statisties beduidende verskille (*p* > 0.05).

Bylae C: Opsomming van statistiese bevindinge van verskille in voedingstofwaardes in groepe, met mediaanwaardes asook p - en z -waardes. G1 = Ondeurdringbare oppervlak, G2 = Klipgruis, G3 = Tuin/grasperkbedekking, K = kontrole. (vervolg)

	G1-G2	G1-G3	G2-G3	G1-K	G2-K	G3-K
Nikkel	G1: 2,613 G2: 2,366 $z = -0,123$ $p = 0,902$	G1: 2,613 G3: 1,973 $z = 3,746$ $p < 0,000^*$	G2: 2,366 G3: 1,973 $z = 2,049$ $p = 0,041^*$	G1: 2,613 K: 2,246 $z = 0,860$ $p = 0,39$	G2: 2,366 K: 2,246 $z = 0,728$ $p = 0,467$	G3: 1,973 K: 2,246 $z = -1,120$ $p = 0,263$
Sink	G1: 170 G2: 177,8 $z = -1,195$ $p = 0,232$	G1: 170 G3: 143,2 $z = 3,371$ $p = 0,001^*$	G2: 177,8 G3: 143,2 $z = 2,867$ $p = 0,004^*$	G1: 170 K: 138,4 $z = 2,606$ $p = 0,009^*$	G2: 177,8 K: 138,4 $z = 2,815$ $p = 0,005^*$	G3: 143,2 K: 138,4 $z = 0,721$ $p = 0,471$
Arseen	G1: 0,147 G2: 0,191 $z = -0,776$ $p = 0,438$	G1: 0,147 G3: 0,121 $z = 1,966$ $p = 0,049^*$	G2: 0,191 G3: 0,121 $z = 1,747$ $p = 0,081$	G1: 0,147 K: 0,095 $z = 3,044$ $p = 0,002^*$	G2: 0,191 K: 0,095 $z = 2,829$ $p = 0,005^*$	G3: 0,121 K: 0,095 $z = 1,859$ $p = 0,063$
Rubidium	G1: 15,88 G2: 8,329 $z = 2,408$ $p = 0,016^*$	G1: 15,88 G3: 16,08 $z = 0,080$ $p = 0,936$	G2: 8,329 G3: 16,08 $z = -2,231$ $p = 0,026^*$	G1: 15,88 K: 8,636 $z = 1,916$ $p = 0,055$	G2: 8,329 K: 8,636 $z = -0,364$ $p = 0,716$	G3: 16,08 K: 8,636 $z = 1,767$ $p = 0,077$
Silwer	G1: 0,181 G2: 0,323 $z = -1,962$ $p = 0,05^*$	G1: 0,181 G3: 0,097 $z = 1,872$ $p = 0,061$	G2: 0,323 G3: 0,097 $z = 2,818$ $p = 0,005^*$	G1: 0,181 K: 0,088 $z = 1,707$ $p = 0,088$	G2: 0,323 K: 0,088 $z = 2,717$ $p = 0,007^*$	G3: 0,097 K: 0,088 $z = 0,645$ $p = 0,519$
Kadmium	G1: 0,012 G2: 0,012 $z = -0,183$ $p = 0,855$	G1: 0,012 G3: 0,006 $z = 2,636$ $p = 0,008^*$	G2: 0,012 G3: 0,006 $z = 1,532$ $p = 0,125$	G1: 0,012 K: 0,008 $z = 1,292$ $p = 0,196$	G2: 0,012 K: 0,008 $z = 1,092$ $p = 0,275$	G3: 0,006 K: 0,008 $z = -0,140$ $p = 0,889$
Antimoon	G1: 0,045 G2: 0,062 $z = -2,154$ $p = 0,031^*$	G1: 0,045 G3: 0,041 $z = 1,704$ $p = 0,088$	G2: 0,062 G3: 0,041 $z = 2,912$ $p = 0,004^*$	G1: 0,045 K: 0,034 $z = 2,876$ $p = 0,004^*$	G2: 0,062 K: 0,034 $z = 3,725$ $p < 0,000^*$	G3: 0,041 K: 0,034 $z = 1,836$ $p = 0,066$
Barium	G1: 11,12 G2: 17,37 $z = -1,850$ $p = 0,064$	G1: 11,12 G3: 10,79 $z = -0,471$ $p = 0,638$	G2: 17,37 G3: 10,79 $z = 1,504$ $p = 0,133$	G1: 11,12 K: 25,33 $z = -2,342$ $p = 0,019^*$	G2: 17,37 K: 25,33 $z = -0,364$ $p = 0,716$	G3: 10,79 K: 25,33 $z = -1,968$ $p = 0,049^*$
Tallium	G1: 0,022 G2: 0,009 $z = 2,267$ $p = 0,023^*$	G1: 0,022 G3: 0,009 $z = 2,881$ $p = 0,004^*$	G2: 0,009 G3: 0,009 $z = -0,654$ $p = 0,513$	G1: 0,022 K: 0,007 $z = 2,531$ $p = 0,011^*$	G2: 0,009 K: 0,007 $z = 0,196$ $p = 0,845$	G3: 0,009 K: 0,007 $z = 0,903$ $p = 0,367$
Bismut	G1: 0,003 G2: 0,004 $z = -1,538$ $p = 0,124$	G1: 0,003 G3: 0,003 $z = -0,845$ $p = 0,398$	G2: 0,004 G3: 0,003 $z = 1,016$ $p = 0,31$	G1: 0,003 K: 0,002 $z = 2,168$ $p = 0,030^*$	G2: 0,004 K: 0,002 $z = 2,745$ $p = 0,006^*$	G3: 0,003 K: 0,002 $z = 2,483$ $p = 0,013^*$

* Dui op statisties beduidende verskille ($p > 0,05$).