

# Koolstof en nutriënten in bosbodems

Resultaten bemonstering 2020-2021

J.J. de Jong, S.P.J. van Delft, C.M.A. Hendriks



**WAGENINGEN**  
UNIVERSITY & RESEARCH







# Koolstof en nutriënten in bosbodems

Resultaten bemonstering 2020-2021

J.J. de Jong, S.P.J. van Delft, C.M.A. Hendriks

Dit onderzoek is uitgevoerd door Wageningen Environmental Research en gesubsidieerd door het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, in het kader van het Beleidsondersteunend onderzoekthema 'Verhoging vastlegging koolstof bos en natuur' (project nummer BO-43.10-005-014, met aanvulling van KB-36-003-019 voor extra lab-bepalingen, en BO-43.10-005-008 voor afronding van deze rapportage).

Wageningen Environmental Research  
Wageningen, juni 2023

---

Gereviewd door:

G.J. Nabuurs, hoogleraar Europese bossen (Wageningen Environmental Research)

Akkoord voor publicatie:

E.J.M.M. Arets, teamleider van Vegetatie-, Bos- en Landschapsecologie

Rapport 3265  
ISSN 1566-7197

---

---

De Jong, Anjo, S.P.J. van Delft en C.M.A. Hendriks, 2023. *Koolstof en nutriënten in bosbodems; Resultaten bemonstering 2020-2021*. Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 3265. 72 blz.; 30 fig.; 48 tab.; 37 ref.

In dit rapport zijn de resultaten weergegeven van een bemonstering van zand- en kleibodems van bossen. Er zijn monsters genomen van strooisellagen (LF en H) en minerale lagen (0-30 cm en 30-100 cm diep). Bij de bemonstering van de zandbodems zijn de bodemprofielen beschreven. De resultaten zijn vergeleken met een bemonstering die in 1990 is uitgevoerd.

This report shows the results of a sampling of sand and clay soils of forests. Samples were taken from litter layers (LF and H) and mineral layers (0-30 cm and 30-100 cm deep). The soil profiles have been described for the sandy soils. The results have been compared with a sampling carried out in 1990.

Trefwoorden: bosbodem, bodemtypen, strooisel, nutriënten, stikstof, koolstof

Dit rapport is gratis te downloaden van <https://doi.org/10.18174/632551> of op [www.wur.nl/environmental-research](http://www.wur.nl/environmental-research) (ga naar 'Wageningen Environmental Research' in de grijze balk onderaan). Wageningen Environmental Research verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

© 2023 Wageningen Environmental Research (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Wageningen Research), Postbus 47, 6700 AA Wageningen, T 0317 48 07 00, [www.wur.nl/environmental-research](http://www.wur.nl/environmental-research). Wageningen Environmental Research is onderdeel van Wageningen University & Research.

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

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



Wageningen Environmental Research werkt sinds 2003 met een ISO 9001 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem. In 2006 heeft Wageningen Environmental Research een milieuzorgsysteem geïmplementeerd, gecertificeerd volgens de norm ISO 14001.

Wageningen Environmental Research geeft via ISO 26000 invulling aan haar maatschappelijke verantwoordelijkheid.

Wageningen Environmental Research Rapport 3265 | ISSN 1566-7197

Foto omslag: S.P.J. van Delft

---

# Inhoud

<b>Verantwoording</b>	<b>5</b>
<b>1 Inleiding</b>	<b>7</b>
1.1 Aanleiding	7
1.1 Doelstelling en aanpak	8
<b>2 Achtergrond en methode</b>	<b>9</b>
2.1 Factoren van invloed op bodemkoolstof in bos	9
2.2 Beknopte literatuurverkenning van koolstofvoorraden in de bodem	11
2.3 Selectie van meetpunten	16
2.4 Beschrijving en bemonstering locaties	17
2.4.1 Methode beschrijving van bodem- en humusprofiel	17
2.4.2 Methodebeschrijving van het pH-profiel	20
2.4.3 Bemonstering	21
2.5 Analyse	22
2.5.1 Lab-analyses	22
2.5.2 Berekening van voorraden	23
2.5.3 Vergelijking steekproef van 1990	24
<b>3 Resultaten</b>	<b>25</b>
3.1 Locatie- en profielbeschrijvingen	25
3.1.1 Boomsoort	26
3.1.2 Bodem en Vocht	26
3.1.3 Strata	27
3.1.4 Humusvormen	28
3.1.5 pH-Profielen	31
3.2 Dikte van de strooisellagen	35
3.3 Koolstofstofgehalten en organischestofgehalten	37
3.4 Koolstofvoorraden	41
3.5 Stikstofgehalten en -voorraden	44
3.6 Fosforgehalten en -voorraden in de bovengrond	48
3.7 Overige nutriënten in de strooisellaag	52
3.8 Basenbezetting van de bovengrond	53
<b>4 Samenvatting en conclusies</b>	<b>56</b>
<b>5 Summary</b>	<b>60</b>
<b>Literatuur</b>	<b>64</b>
<b>Bijlage 1 Overzicht van bemonsteringsmethoden</b>	<b>66</b>
<b>Bijlage 2 Locaties van meetpunten</b>	<b>67</b>
<b>Bijlage 3 Resultaten analyse Generalised linear model</b>	<b>68</b>

---

---

# Verantwoording

Rapport: 3265

Projectnummer: 5200047090

Wageningen Environmental Research (WENR) hecht grote waarde aan de kwaliteit van zijn eindproducten. Een review van de rapporten op wetenschappelijke kwaliteit door een referent maakt standaard onderdeel uit van ons kwaliteitsbeleid.

Akkoord referent die het rapport heeft beoordeeld,

functie: hoogleraar Europese bossen

naam: G.J. Nabuurs

datum: 18-4-2023

Akkoord teamleider voor de inhoud,

naam: E.J.M.M. Arets

datum: 24-5-2023





---

# 1 Inleiding

## 1.1 Aanleiding

Voor bossen op de (arme) zandgronden is de opbouw van het humusprofiel samen met de bovenste lagen van de minerale bodem een belangrijke sink voor koolstof (Goodale et al., 2002). Daarnaast levert het humusprofiel een belangrijke bijdrage aan mineralen en de vochtvoorziening voor de vegetatie. Op dit moment ontbreekt goede informatie over de profielbouw, kwaliteit en diktes van de strooisellaag onder bos met verschillende begroeiingen. De opgeslagen hoeveelheden zijn afhankelijk van het bodemtype, de boomsoort en het beheer. De accumulatie is het grootst in de bossen op de armere zandgronden (de veenbodems buiten beschouwing gelaten).

In het project Landelijke Steekproef Kaartbladen (LSK) zijn in 1996 koolstofbepalingen van bodems gedaan, gestratificeerd naar bodemtype en grondwatertrappen. De gegevens hieruit zijn gebruikt om standaard bodemkoolstofvoorraden op te stellen per bodemtype en landgebruik, voor gebruik in de klimaatrapportages voor de landgebruik- en bosbouwsector (LULUCF; Land Use, Land-Use Change and Forestry). In 2018-2019 zijn deze punten opnieuw bemonsterd (hoewel op een wat andere manier) en de C-voorraad bepaald in project CC-NL uit de klimaatenvolpde Slim Landgebruik (Tol-Leenders et al., 2019). Uit deze heropname blijkt geen significante verandering aantoonbaar in de hoeveelheid koolstof in de bodem onder een bepaald landgebruik (met uitzondering van een afname van veengronden). Dit wordt onder andere beïnvloed door het relatief lage aantal steekproefpunten en doordat de exacte locatie van de steekproefpunten niet altijd teruggevonden kon worden. Specifiek voor bos geldt verder dat erop de steekproefpunten geen extra informatie verzameld is die gebruikt kan worden om patronen te verklaren, zoals aanwezige boomsoorten en sporen van beheersingrepen (kap en/of bodembewerking). Ook is er geen bemonstering van de strooisellaag geweest, zodat de onderlinge samenhang tussen boomsoort, beheer, strooisel en bodemkoolstof niet bestudeerd kan worden.

Voor de LULUCF rapportages (Arets et al., 2023) is het verplicht om te rapporteren over de hoeveelheid koolstof in strooisel en hoe dit verandert in de tijd. Voor de situatie in 1990, het begin van de rapportagereeks, wordt gebruikgemaakt van een viertal datasets van studies uit die tijd. Tijdens de looptijd van het Meetnet Functievervulling (MFV), de voorloper van de Zesde Nationale Bosinventarisatie (NBI-6), is aan het protocol toegevoegd dat de dikte van de strooisellaag gemeten moet worden. Zodoende is voor ongeveer de helft van de MFV-punten een dikte van de strooisellaag gemeten, in 2004 en 2005. Tijdens de NBI-6 (2012-2013) is op alle punten de dikte van de strooisellaag gemeten. In de NBI-7 (2017-2021) wordt de dikte op drie punten gemeten, in plaats van een enkele meting in eerdere inventarisaties. De gemeten diktes van de strooisellaag worden omgezet in schattingen van de hoeveelheid koolstof, gebaseerd op relaties die afgeleid zijn uit de studies rond 1990 en een kleinere studie uit 2008 van Schulp (et al). Documentatie van de onderliggende methodes is aanwezig, maar nooit gepubliceerd. Het is niet bekend hoe betrouwbaar deze methode is, en of de relaties uit 1990 nog steeds geldig zijn. Veiligheidshalve wordt koolstof in strooisel nu niet opgevoerd als koolstofsink, omdat de onzekerheid in de cijfers te groot geacht wordt om goed te kunnen rapporteren. Als maatregelen zoals voorgesteld in de klimaatenvolpdes effect hebben op koolstof in het strooisel, zal dat door het huidige LULUCF-systeem dus niet worden geregistreerd. De EU LULUCF-verordening (EU 841/2018) verplicht om betere gedetailleerdere methodes te gebruiken om veranderingen in koolstofvoorraden in biomassa, strooisel en bodem te bepalen. Daarom wordt met dit project een slag gemaakt tot betere relaties die in LULUCF doorwerken.

---

## 1.1 Doelstelling en aanpak

Het hoofddoel van dit project is voor de belangrijkste Nederlandse boomsoorten op arme zandgronden en kleigronden betrouwbare gegevens te verkrijgen over de voorraden koolstof in bodem en strooisel. Daarbij dienen factoren die de koolstofvoorraden beïnvloeden in beeld gebracht te worden. Daarnaast dient dit project bij te dragen aan een betere methode om de strooiselmetingen in de NBI om te zetten in de geschatte hoeveelheid koolstof ten behoeve van de LULUCF-rapportage.

Om inzicht te krijgen in de voorraad koolstof in bodem en strooisel en het effect van boomsoort en beheer, is een dataset nodig met een systematische bemonstering van bodem, strooisel, boomsoort en beheer op dezelfde plek. Hiervoor lenen de steekproefpunten van de NBI zich, omdat voor de meeste NBI-punten de opstand al langere tijd gevolgd wordt wat betreft de boomsoorten, houtvoorraden en bijgroei en mortaliteit. Bovendien liggen deze punten aan de basis van de LULUCF-rapportage.

Het totale meetnet van de NBI bedraagt 3600 plots, deze liggen verspreid over het land bij circa 1200 verschillende boseigenaren. Uit praktische overwegingen en gezien de logistieke uitdaging (toestemming, bereikbaarheid, beschikbaarheid van informatie) is ervoor gekozen om voornamelijk plots te selecteren die bij de grote terreinbeherende organisaties in eigendom zijn (Staatsbosbeheer, Natuurmonumenten, De 12 Landschappen).

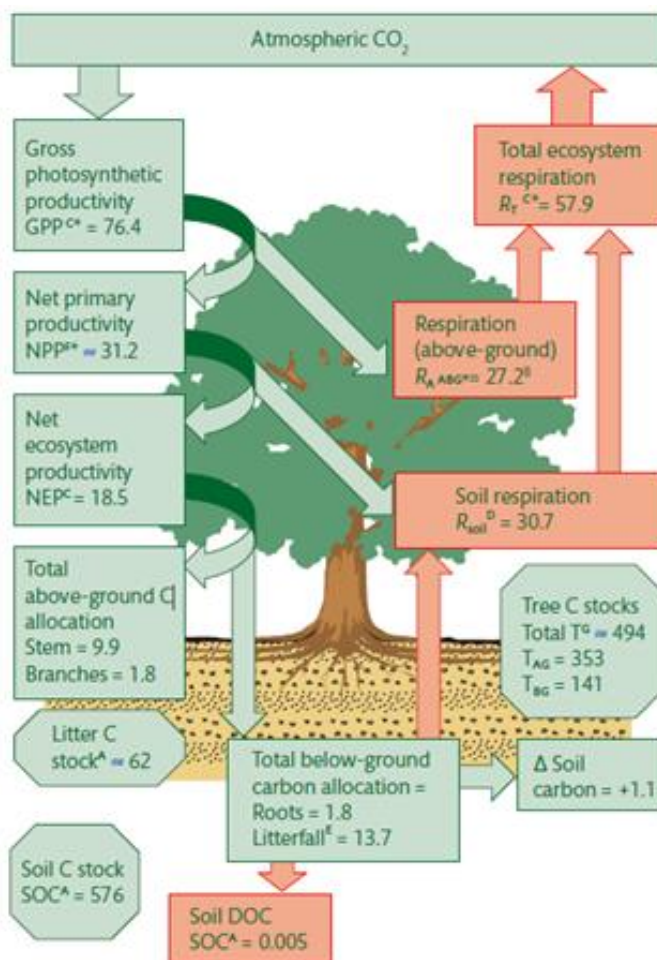
Het nemen van monsters voor het bepalen van koolstofvoorraden biedt een mooie kans om daarnaast ook de nutriëntentoestand van de bosbodems te bepalen. Daarmee kan wellicht een verklaring gevonden worden voor verschillen in groei tussen NFI-punten (niet uitgewerkt in deze studie). Ook kan nagegaan worden in welke mate de (voedings)toestand van de bodems verandert. Daarom zijn naast koolstof ook bepalingen uitgevoerd van stikstof, fosfor, calcium, kalium, magnesium en het kationen-uitwisselingscomplex (CEC).

Naast het vastleggen van de huidige situatie voor monitoring in de toekomst, is met de verkregen dataset een schatting gemaakt van veranderingen van de bosbodems ten opzichte van een bemonstering die in 1990 is uitgevoerd.

## 2 Achtergrond en methode

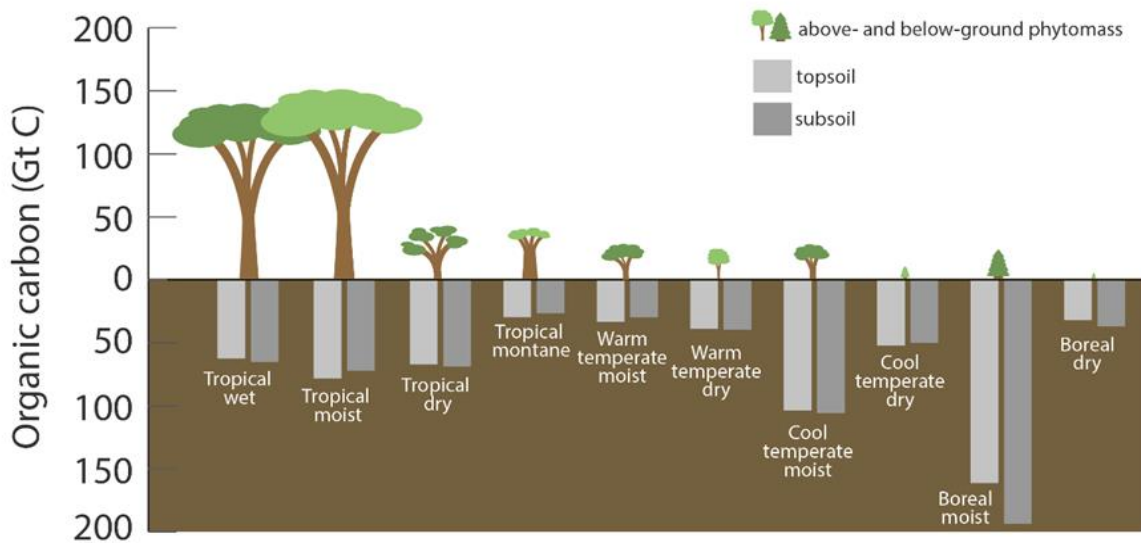
### 2.1 Factoren van invloed op bodemkoolstof in bos

Bos levert een belangrijke bijdrage aan klimaatmitigatie door het vastleggen van koolstof in het boscysteem. Bomen (en planten) nemen koolstof in de vorm van  $\text{CO}_2$  op uit de lucht en leggen die als biomassa vast in bladeren, takken, stammen en wortels. Afstervende biomassa is de belangrijkste bron van koolstof voor bosbodems. Afgevalen bladeren, naalden, takken, stammen, zaden en vruchtomhulsels en afgestorven wortels verteren en worden omgezet in organische stof die wordt gemengd met de minerale bodem. Die menging met de minerale bodem kan snel of langzaam gaan, afhankelijk van de samenstelling en activiteit van bodemleven (schimmels, bacteriën, bodemfauna), welke op haar beurt ook weer wordt bepaald door standplaatsfactoren en strooiselkwaliteit. Organische stof is belangrijk voor het ecosysteem omdat het vocht kan vasthouden en belangrijke voedingsstoffen bevat. De organische stof in de strooisellaag (de ectorganische laag, LFH-laag, zie ook paragraaf 2.4.3) en in de bodem wordt ook afgebroken, waarbij bodemfauna, bacteriën en schimmels een belangrijke rol spelen. Het afbraakproces wordt mineralisatie genoemd en hierbij komen belangrijke voedingsstoffen voor de bomen beschikbaar. De organische stof in de bodem bestaat voor ca. de helft uit koolstof. Bij de mineralisatie van organische stof komt  $\text{CO}_2$  vrij (respiratie), wat aan de atmosfeer wordt afgegeven. De snelheid van aanvoer en afbraak van organische stof bepaalt of de koolstofvoorraad stof in de bodem toeneemt dan wel afneemt (figuur 2.1).



**Figuur 2.1** Koolstofstromen en -voorraden (beide in  $\text{ton CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ ) in een 70-tot 80-jarig eikenbos in het Verenigd Koninkrijk (Morison et al., 2012).

Standplaatsfactoren zijn van grote invloed op de opbouw en afbraak van biomassa en organische stof en dus op de bodemkoolstofvoorraad. Klimaat is een belangrijke factor die ook van grote invloed is op de hoeveelheid koolstof die boven en ondergronds wordt opgeslagen in boscystemen. Er zijn grote verschillen tussen boven- en ondergrondse opslag van koolstof in bossen van verschillende klimaatzones (figuur 2.2).



**Figuur 2.2** Totale boven- en ondergrondse koolstofvoorraden in bossen van verschillende klimaatzones (Janowiak et al., 2017).

Over het algemeen kan gezegd worden dat naast klimaat, bodem (inclusief grondwater), boomsoort en beheer van grote invloed zijn op de boven- en ondergrondse verdeling van koolstof en de opbouw- en afbraaksnelheid.

#### Klimaat

In Nederland zijn geen grote klimaatverschillen die echt grote verschillen in koolstofopbouw in bos teweegbrengen. Wel is er een temperatuurgradiënt van Zuid- naar Noord-Nederland die ook een olopend organischestofgehalte in bodems in noordelijke richting laat zien (Hanegraaf et al., 2009). Gegevens van Van den Burg (1999) laten zien dat dit ook voor het organischestofgehalte in bosbodem geldt. Zo wordt voor het veelvoorkomende bodemtype veldpodzol voor het zuidoostelijke bosgebied een organischestofgehalte gerapporteerd van 4,08% en voor het noordoostelijke bosgebied van 6,06%. Bij hogere temperaturen verloopt de mineralisatie van organische stof sneller dan bij lagere.

#### Bodem en humus

Op voedselarme gronden wordt organische stof door het bodemleven minder goed afgebroken dan op voedselrijke gronden met een actievere bodemfauna. Dat komt tot uiting in de humusvormen waarbij onderscheid te maken is in mull, moder en mor (Zanella et al. 2018). In het mull-systeem, waarbij een actieve bodemfauna met veel regenwormen het strooisel snel afbreekt en mengt met de bodem, wordt de nutriëntenvoorziening vooral bepaald door de snelle omzetting van organische stof en de voedselrijkdom in de minerale ondergrond. De activiteit van regenwormen bevordert ook de afbraak door bacteriën omdat organische stof en grond goed gemengd worden en door het slijm uit de darmen van de worm, wat bacteriën stimuleert. In het mor-systeem is de minerale ondergrond voedselarm, bodemfauna ontbreekt en de afbraak van organische stof vindt vrijwel geheel plaats door schimmels. De strooisellaag breekt daarbij langzaam af en koolstof en nutriënten accumuleren daarin. Het moder-systeem zit tussen het mull en mor-systeem in en wordt gedomineerd door mesofauna (mijten, springstaarten) die vooral actief zijn in de strooisellaag (De Jong et al., 2015). Regenwormen zijn schaars in dit systeem, maar kunnen wel voorkomen, met name strooiselwormen. In de Nederlandse humusvormclassificatie (Van Delft et al 2006) worden ook



---

overgangsvormen tussen mull- en moder (mullmoder) en tussen moder en mor (mormoder) onderscheiden. Het organischstofgehalte hangt ook samen met het leemgehalte van zandgronden. Leemrijke zandgronden hebben doorgaans een hoger organisch stofgehalte dan leemarme zandgronden (Van den Burg, 1999).

#### *Grondwaterstand*

Bij de afbraak van organische stof is de aanwezigheid van voldoende zuurstof voor het bodemleven van groot belang. Op natte gronden kan in de bodem zuurstoftekort de afbraak remmen waardoor de afbraak van organische stof vertraagt organisch materiaal ophoopt (veenvorming). Dit kan tot moerige- of veengronden leiden. Elzenbroekbossen zijn daar een voorbeeld van. Over het algemeen kan gezegd worden dat het organischestofgehalte toeneemt naarmate de grondwaterstand hoger is en de grondwatertrap lager. Van den Burg (1999) geeft een gemiddeld organischestofgehalte voor bosbodems met grondwater trap VII van 3,88% en voor grondwatertrap II een gemiddeld organischestofgehalte van 9,86%.

Aan de andere kant wordt op zeer droge gronden de afbraak van organische stof geremd omdat het bodemleven ook vocht nodig heeft. Dat komt tot uiting in een grotere accumulatie van weinig verteerd strooisel in het humusprofiel. Afbraak is optimaal in voldoende vochtige bodems waar de zuurstofvoorziening ook optimaal is.

#### *Boomsoort*

Bomen vormen via afvallende takken, bladeren of naalden en afgestorven wortels een belangrijke aanvoer van organische stof en daarmee koolstof in de bodem. Niet alle bladeren of naalden verteren even snel. Strooisel van eik, beuk en naaldbomen is over het algemeen slechter afbreekbaar dan strooisel van es, els, iep, linde, esdoorn en wilg (Hommel et al. 2007). Lariksstrooisel breekt over het algemeen zeer slecht af, met een afbraaktijd van meer dan vier jaar (De Jong et al., 2015).

#### *Beheer*

Naast boomsoortenkeuze heeft het beheer ook invloed via andere maatregelen op de opbouw van organische stof in de bodem. Dunning en oogst leiden tot een hogere mineralisatie vanwege beroering van de bodem en het strooisel en een hogere lichtinval op de bodem en vanwege (tijdelijk) minder strooiselinput (Van den Burg et al., 1987). Als de bodem bij aanleg wordt bewerkt, leidt dit tot een afname van organische stof die nog lang kan doorwerken. Veel bossen die aangelegd zijn op vroegere heidegronden hebben een startbemesting gekregen of er is landbouwvoorbouw geweest. De effecten op de organische stof na zestig jaar waren echter niet eenduidig.

#### *Leeftijd*

Ook leeftijd kan een rol spelen in het organischestofgehalte van bossen, alhoewel ook de invloed van leeftijd niet altijd eenduidig is. Oudere opstanden produceren meer blad- en naaldmassa en dus strooisel dan jongere opstanden, met een culminatiepunt rond zestig jaar of ouder. Hierna neemt de productie van strooisel weer af. Van de andere kant hebben oudere opstanden vaak een opener kronendak waardoor er meer licht op de bodem valt en de mineralisatie hoger is. Oudere opstanden hebben een langere periode gehad waarin de strooisellaag zich kan opbouwen. In sommige oude bosgroeiplaatsen komt een dik humusprofiel voor. Echter de voorgeschiedenis van een opstand speelt ook een belangrijke rol.

## 2.2 Beknopte literatuurverkenning van koolstofvoorraden in de bodem

Om een indruk te krijgen van de koolstofvoorraad in de strooisellaag en minerale bodem van bos in Nederland is een beknopte literatuurverkenning uitgevoerd. Hierbij is de volgende literatuur geraadpleegd: Van den Burg (1999), Van den Burg et al. (1987), De Vries en Leeters (2001) en Schulp (2009). De onderzoeken verschillen onderling enigszins in onderzoeksopzet en bemonsteringsmethode, waardoor de resultaten niet volledig een-op-een zijn te vergelijken. Qua ordegrootte geven de koolstofvoorraden wel inzicht in de omvang ervan voor verschillende bodemtypen, boomsoorten, leeftijden en beheer. In Bijlage 1 is voor de verschillende onderzoeken een overzicht gegeven van de opstandgegevens en methode van bemonstering.

Van den Burg (1999) heeft de chemische eigenschappen van het bosbodembkundig onderzoek van het bosbouw onderzoeksinstituut 'De Dorsschkamp' gebundeld en gepubliceerd. Hij geeft hierin een overzicht van de belangrijkste bodemchemische karakteristieken van bosbodems met gemiddelden voor het gehele Nederlandse bos, maar ook voor de verschillende bosregio's en voor de verschillende bodemtypen en grondwatertrappen. Hier wordt een aantal voor dit onderzoek relevante resultaten gepresenteerd. De getallen zijn geen representatieve steekproef van de bosgronden in Nederland, maar geven een beeld van de geanalyseerde grondmonsters. De arme zandgronden, waar het meeste bos op voorkomt, zijn in de monsters oververtegenwoordigd, omdat veel van het onderzoek op die groeiplaatsen gericht was.

Over alle bosgronden genomen vond Van den Burg (1999) een landelijke gemiddelde van de organische stof in de laag 0-25 cm van 4,84% (n=9032), met een minimum van 0,10% en een maximum van 91,90%. De lage gehalten zijn aangetroffen in stuifzanden, de hoge gehalten in veengronden. Veel bos in Nederland komt voor op veldpodzolgronden, haarpodzolgronden en holtpodzolgronden. In tabel 2.1 zijn de organische-stofgehalten van deze bodemtypen gegeven.

**Tabel 2.1** Organischestofgehalte (%) in de laag 0-25 cm (minerale bovengrond) van veelvoorkomende bodemtypen in het Nederlandse bos (Van den Burg, 1999).

Bodemtype (code)	n	minimum	gemiddelde	maximum	s.d.
Veldpodzol (Hn)	2000	1,00	4,95	28,00	1,95
Haarpodzol (Hd)	903	1,00	4,83	13,70	1,60
Holtpodzol (Y)	1420	0,50	3,86	12,90	1,44
Duinvaaggronden (Zd)	309	0,23	2,12	8,10	1,44
Vlakvaaggronden (Zn)	412	0,10	2,30	18,34	2,09

De humuspodzolgronden (veldpodzol- en haarpodzolgrond) hebben met bijna 5% het hoogste organischestofgehalte van deze minerale gronden. Het iets hogere organischestofgehalte van veldpodzolgronden ten opzichte van de haarpodzolgronden hangt waarschijnlijk samen met de (oorspronkelijk) hogere grondwaterstanden van de veldpodzolgronden, wat een lagere mineralisatie van organische stof veroorzaakt en een hogere strooiselininput als gevolg van een beter vochtleverend vermogen. Holtpodzolgronden hebben gemiddeld 1 procentpunt minder organische stof in de laag 0-25 cm dan veld- en haarpodzolgronden. Kijkend naar het minimum en maximum kunnen de verschillen met haarpodzolgronden echter klein zijn. Ten opzichte van veldpodzolgronden is het gevonden maximum organischestofgehalte in holtpodzolgronden lager. Holtpodzolgronden komen vrijwel altijd op (oorspronkelijk) drogere gronden voor dan veldpodzolgronden. Het belangrijkste verschil tussen de humuspodzolgronden en moderpodzolgronden (o.a. holtpodzolgronden) ligt in de kwaliteit van de strooisel die samenhangt met de wat rijkere minerale gronden waarin holtpodzolgronden zich ontwikkelen. Afbraak van strooisel vindt hier vooral plaats door bodemfauna en gaat sneller dan in de armere humuspodzolgronden. Het organischestofgehalte voor de bodemtypen varieert voor de verschillende bosregio's (tabel 2.2). Dat is grotendeels toe te schrijven aan verschillen in klimaat (temperatuur en mogelijk ook neerslag).

**Tabel 2.2** Organischestofgehalte (%) van veelvoorkomende bodemtypen op zandgronden per bosgebied (Van den Burg, 1999).

Bodemtype	Bosgebied in Nederland						Gemiddeld
	Noordoost	Oost	Centraal oost	Centraal west	Zuidoost	Zuidwest	
Veldpodzolgrond	6,06	5,05	4,43	4,18	4,08	4,76	4,95
Haarpodzolgrond	5,57	5,30	4,87	4,40	4,00	4,43	4,83
Holtpodzolgrond	4,95	4,14	3,96	4,06	2,54	5,02	3,86
Duinvaaggrond	2,88	2,52	1,34	3,86	2,74	3,83	2,12
Vlakvaaggronden	6,76	2,46	1,85	4,73	1,93	3,18	2,30

De Vries en Leeters (2001) deden onderzoek naar de chemische samenstelling van de ectorganische strooisellaag (LFH) en de minerale bodem van 150 bosopstanden in Nederland. Zij vonden een gemiddelde dikte voor de strooisellaag van 8,3 cm met een massa van gemiddeld 95 ton strooisel of 66 ton organische stof per ha. Van den Burg et al. (1988) geven aan dat in Nederland in de meeste bosopstanden de opbouw van de strooisellaag accumuleert tot ca. 80-100 ton per ha.

De massa varieert voor de verschillende strooisellagen die worden onderscheiden. Zo vonden de Vries en Leeters (2001) een massa van gemiddeld 82 ton voor de LF laag, 36 ton per ha voor de H-laag. In bossen waar de verschillende strooisellagen niet afzonderlijk konden worden onderscheiden, werd 83 ton per ha gevonden voor de LFH-laag. Verder vonden De Vries en Leeters (2001) een verschil in massa en hoeveelheid organische stof voor verschillende boomsoorten (tabel 2.3). Bij de loofboomsoorten eik en beuk was de massa groter dan bij de naaldboomsoorten. Bij de naaldboomsoorten werd voor grove den de grootste voorraad gevonden die vergelijkbaar was met die van zomereik.

**Tabel 2.3** Massa, dichtheid en organischestofgehalte van strooisellaag voor veelvoorkomende boomsoorten in het Nederlandse bos (De vries en Leeters, 2001).

Boomsoort	Aantal (n)	Massa (ton ha <sup>-1</sup> )	Dichtheid (kg m <sup>-3</sup> )	Organischestofgehalte (g kg <sup>-1</sup> )
Grove den	44	101	130	673
Oostenrijkse en Corsicaanse den	15	66	111	654
Douglasspar	15	81	111	653
Fijnspar	15	92	130	695
Japanse lariks	16	98	85	796
Zomereik	30	102	131	577
Beuk	15	108	153	631

Het koolstofgehalte van de organische stof in de strooisellaag in bos werd door De Vries en Leeters (2001) bepaald op 58%. Het koolstofgehalte van de organische stof in de strooisellaag varieert slechts weinig voor de verschillende boomsoorten (tabel 2.4). Dennen hebben een lager C-gehalte in de organische stof in de strooisellaag dan fijnspar, Douglasspar en de loofboomsoorten eik en beuk. De mediaan van de koolstofvoorraad in de organische stof van de strooisellaag bedraagt 36,8 ton C ha<sup>-1</sup>. Lesschen et al. (2012) rapporteren een gemiddelde koolstofvoorraad voor bos in Nederland van 31,5 ton C ha<sup>-1</sup>. De door De Vries en Leeters (2001) gerapporteerde waarden vallen in de ranges aangegeven door Van den Burg et al. (1987) en Lesschen et al. (2012).

**Tabel 2.4** Strooisel massa, koolstofstofgehalte en koolstofvoorraad in strooisel voor veelvoorkomende boomsoorten in het Nederlandse bos (De Vries en Leeters, 2001).

Boomsoort	Aantal (n)	Strooisel massa (ton ha <sup>-1</sup> )	C gehalte strooisel (g kg <sup>-1</sup> )	C voorraad strooisel (ton ha <sup>-1</sup> )
Grove den	44	101	577	38,0
Oostenrijkse en Corsicaanse den	15	66	557	22,7
Douglasspar	15	81	580	34,0
Fijnspar	15	92	583	36,2
Japanse lariks	16	98	567	40,5
Zomereik	30	102	580	36,1
Beuk	15	108	588	40,8

In de minerale bodem (laag 0-30 cm) bedraagt de mediaan van de organische stof 38 g kg<sup>-1</sup> voor de onderzochte bosopstanden van De Vries en Leeters. Het gemiddelde koolstofgehalte van de organische stof in de minerale bodem bedroeg 43%, dus duidelijk lager dan het koolstofgehalte van de organische stof in de

strooisellaag. De mediaan van de koolstof voorraad in de organische stof van de minerale bodem bedraagt 70,6 ton C ha<sup>-1</sup>. Tussen de verschillende bodemtypen is het verschil in organischestofgehalte vrij groot (tabel 2.5). Bij duin- en vlakvaaggronden vonden ze de laagste gehalten, en bij gronden met grondwaterinvloed, veldpodzolgronden, beekeerd- en moerige gronden de hoogste gehalten.

De door De Vries en Leeters (2001) gevonden organischestofgehalten in de minerale bodem zijn lager dan de door Van den Burg (1999) gerapporteerde waarden (tabel 2.2). De waarden voor de veld- en haarpodzolgronden liggen in dezelfde orde grootte, maar de waarden voor de holtpodzolgronden, duinvaag- en vlakvaaggronden liggen bij De Vries en Leeters 0,5 tot 1 procentpunt lager dan bij Van den Burg (1999). Het verschil in organische stof wordt ook weerspiegeld in het koolstofgehalte van de verschillende bosbodems.

**Tabel 2.5** Dichtheid (soortelijk drooggewicht), organischestofgehalte, totale organischestofvoorraad, koolstofgehalte van organische stof en koolstofvoorraad in de minerale bovengrond (0-30 cm) van veelvoorkomende bosbodems in Nederland (De Vries en Leeters, 2001).

Bodemtype	Aantal (n)	Dichtheid (kg m <sup>-3</sup> )	Organisch stofgehalte (g kg <sup>-1</sup> )	Organische- stofvoorraad (ton ha <sup>-1</sup> )	Koolstof- gehalte (g kg <sup>-1</sup> )	Koolstof- voorraad (ton ha <sup>-1</sup> )
Duin- en vlakvaaggronden	26	1541	16	70	378	26,7
Veld- en haarpodzolgronden	74	1345	45	182	431	76,5
Holtpodzol- en vorstvaaggronden	17	1453	29	126	426	57,5
Enkeerd- en looppodzolgronden	11	1404	35	143	483	69,1
Beekeerd- en moerige gronden	14	1300	56	218	439	99,0
Oude kleigronden	5	1336	41	164	458	76,2

Het gemiddelde koolstofgehalte van de organische stof in de minerale bodem werd berekend op 425 g/kg (42,5%). Dat is duidelijk lager dan het gehalte van 58% dat veelal in de literatuur wordt genoemd (De Vos, 2009).

De koolstofvoorraad in de organische stof van de minerale bovengrond (laag 0-30 cm) is bijna twee keer zo hoog als de koolstofvoorraad in de organische stof van de strooisellaag (70,6 vs. 36,8 ton ha<sup>-1</sup>). Het gemiddelde koolstofgehalte in de strooisellaag en de minerale bovengrond bedraagt gezamenlijk 107,4 ton C ha<sup>-1</sup>. De door Lesschen et al. (2012) gerapporteerde waarde van de koolstofvoorraad in de minerale bodem is met gemiddeld 83 ton C ha<sup>-1</sup> voor alle bostypen hoger dan de waarden gevonden door De Vries en Leeters (2001), wat mede komt doordat met een hoger koolstofgehalte van 50% in de organische stof is gerekend.

Lesschen et al. (2012) hebben een literatuurstudie uitgevoerd naar koolstofgehalten in bodems in bosgebieden. Daarbij is onderscheid gemaakt in vier bostypen: bossen met productiefunctie, vochtige bossen, droge loof of naaldbossen (tabel 2.6). De hoogste koolstofvoorraad in de strooisellaag werd gerapporteerd voor droge loofbossen en bedraagt 45 ton C ha<sup>-1</sup>, 1,3 keer hoger dan voor droge naaldbossen en bijna 1,5 x hoger dan het gemiddelde van alle bostypen. Vochtige bossen hebben met 141 ton C ha<sup>-1</sup> de hoogste koolstofvoorraad in de minerale bodem tot 30 cm. In vochtige bossen is de koolstofvoorraad van de minerale bodem 2,5 keer zo hoog als in droge naaldbossen en 1,5 keer zo hoog als het gemiddelde voor alle bostypen. Het hogere organischestofgehalten en daarmee de koolstofvoorraad is het gevolg van de hoge grondwaterstand waardoor de humusafbraak wordt vertraagd en er mogelijk ook moerige gronden zijn ontstaan of zelfs veengronden. Of die organische bodems onder bos zijn ontstaan of onder ander vroeger landgebruik is niet bekend.



**Tabel 2.6** Koolstofvoorraden (ton C ha<sup>-1</sup>) in verschillende boscompartimenten voor verschillende bostypen (Lesschen et al., 2012).

Bostype	Koolstofvoorraad (ton C ha <sup>-1</sup> )				
	Strooisel	Biomassa ondergronds	Bodem (organische stof) (0-30 cm)	Bodem + ondergrondse biomassa*)	Strooisel + ondergrondse biomassa + bodem
Bossen met productiefunctie	34	16	83	99	133
Vochtige bossen	12	13	128	141	153
Droge bossen loof	45	10	47	57	102
Droge bossen naald	35	11	74,5	85,5	120,5
Gemiddeld alle bostypen	31,5	12,5	83,1	95,6	127,1

Schulp et al. (2008) onderzochten het effect van de boomsoort en de intensiteit van het bosbeheer op koolstofvoorraden in de bodem (0-10 cm en 10-20 cm) en de strooisellaag in een bos op de Veluwe. Onder loofbos (eik en beuk) was de koolstofvoorraad in zowel de strooisellaag als de minerale bodem lager dan onder naaldboomsoorten (grove den, Douglasspar en lariks) (tabel 2.7). Dit wijkt af van de koolstofvoorraden in strooisel gevonden door De Vries en Leeters (2001), die voor loofboomsoorten hogere of vergelijkbare koolstofvoorraden vonden vergeleken met de naaldboomsoorten (tabel 2.4).

Loofboomsoorten lijken een grotere koolstofvoorraad op te bouwen in de minerale bovengrond (0-10 cm) dan in de strooisellaag, terwijl bij naaldboomsoorten het omgekeerde het geval lijkt. Een leeftijdseffect op de koolstofvoorraad was niet eenduidig. Verwacht werd dat de koolstofvoorraad in de 170-jarige beukopstand door de langjarige strooiselopbouw hoger zou zijn dan voor de 60-jarige opstanden. Ten opzichte van de 60-jarige beukenopstand was de koolstofvoorraad in zowel de strooisellaag als in de minerale bodem hoger. Ten opzichte van de andere 60-jarige boomsoorten was de koolstofvoorraad in de strooisellaag hoger, maar in de minerale bodem juist lager. Als naar de totale koolstofvoorraad wordt gekeken, is de koolstofvoorraad van de 170-jarige beukenopstand wel hoger dan van de 60-jarige opstanden, met uitzondering van de lariksoopstand. Waarschijnlijk speelt de langzame afbraaksnelheid van beukenblad en lariksnaalden een rol bij de hoge koolstofvoorraden in het strooisel en de bodem en heeft dit een groter effect dan leeftijd. In oudere opstanden wordt het aandeel van het humusprofiel ten opzichte van de minerale bodem geleidelijk aan groter.

Alhoewel niet significant, lijkt er ook een effect van beheer te zijn op de strooisellaag en daarmee op de koolstofvoorraad daarin. In opstanden zonder recente beheermaatregelen was de koolstofvoorraad in de strooisellaag hoger dan in opstanden waar recente dunningen zijn uitgevoerd. Bij loofboomsoorten nam de koolstofvoorraad relatief meer af door beheermaatregelen dan bij naaldboomsoorten.

**Tabel 2.7** Koolstofvoorraad (ton C ha<sup>-1</sup>) in de strooisellaag en de minerale bodem voor verschillende boomsoorten en verschil in beheermaatregelen (Schulp, 2008).

Boomsoort (leeftijd in jaar)	Koolstofvoorraad (ton C ha <sup>-1</sup> )					Totaal
	Strooisellaag		Minerale bodem			
	L	F+H	0-10 cm	10-20 cm	0-20 cm	
Beuk (170)	2,57	48,5	43,89	24,83	68,27	119,34
Beuk (60)	1,24	11,06	39,51	13,77	53,28	65,58
Zomereik (60)	1,45	24,62	59,69	21,92	81,61	107,68
Lariks (60)	1,21	29,64	66,42	30,65	97,08	127,93
Douglasspar (60)	1,04	26,33	45,36	17,15	62,51	89,88
Grove den (60)	1,53	26,65	47,4	22,34	69,74	97,92
Gemiddeld	1,51	27,82	50,38	21,7	72,08	101,41
Loofboomsoorten	1,35	17,84	49,6	17,85	67,45	86,64
Naaldboomsoorten	1,26	27,57	53,06	23,38	76,44	105,27
Geen recente beheermaatregelen		26,24	58,55	24,07	82,62	108,86
Recentelijk gedund		21,27	45,82	18,7	64,52	85,79

## 2.3 Selectie van meetpunten

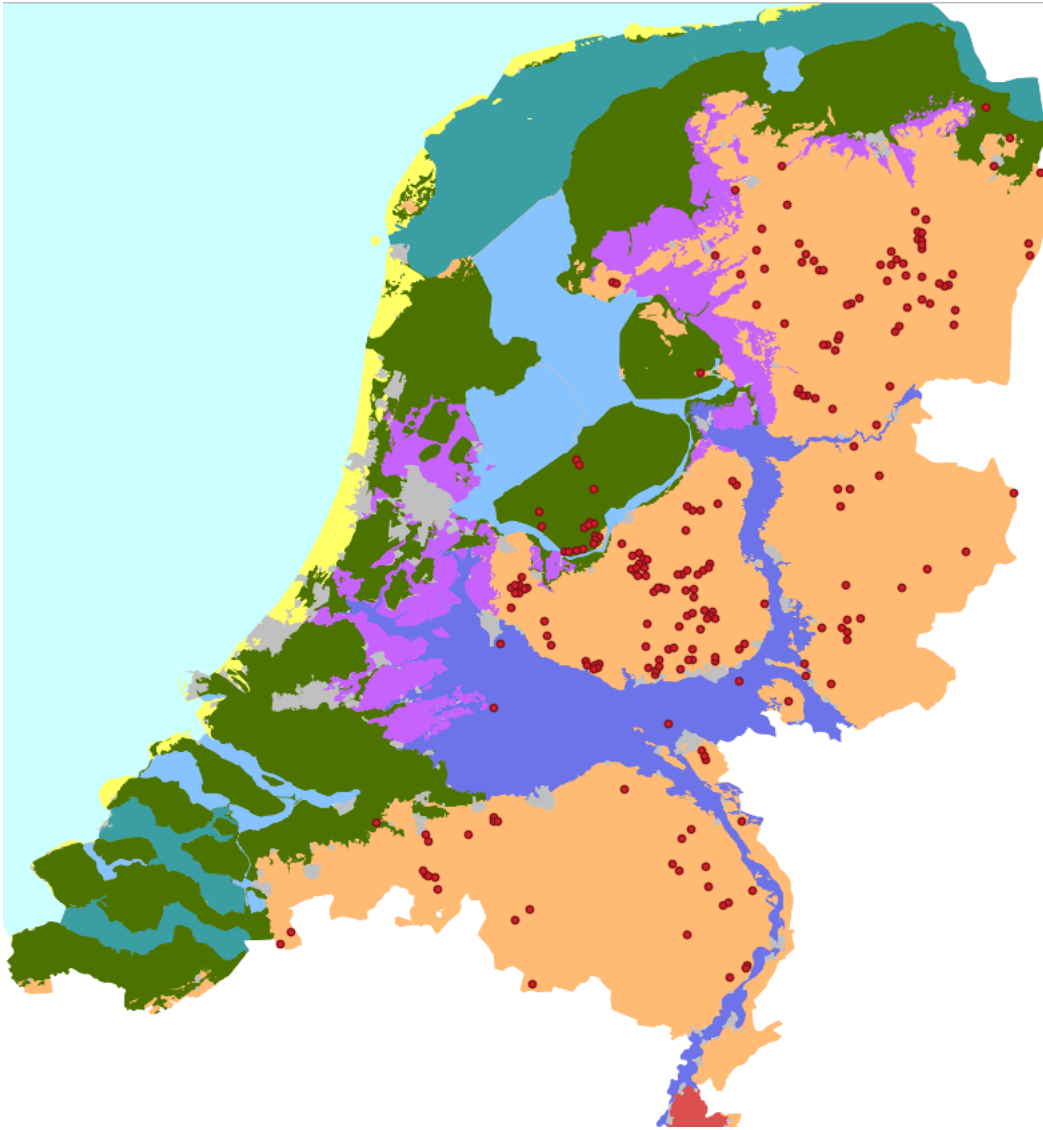
In paragraaf 2.1 en 2.2 zijn factoren aangegeven die van invloed zijn op de C-voorraad in de strooisellaag en de bosbodem. Bij het opzetten van de steekproef is met enkele van deze factoren rekening gehouden.

Op basis van het voorkomen van combinaties van boomsoort, bodem en vochtigheid (volgens de NFI-steekproef) is een gestratificeerde steekproef van NBI-punten opgezet. De punten van de steekproef zijn vaste steekproefpunten van de NFI, zodat ook de groei van de bomen bekend is. Daarbij is eerst gekeken wat de meest voorkomende boomsoorten en bodemtypen zijn binnen de NBI, en daarbinnen is gekeken welke vochtclassen voorkomen. Daarbij zijn bodemeenheden op een hoog niveau samengevoegd in 4 hoofdgroepen en grondwatertrappen in drie vochtclassen. De indeling van hoofdgroepen voor bodemtypen wordt bepaald door de bodemtypen die het meest voorkomen onder bos en welke verschillen daarbij van belang zijn. Dat gaat door meerdere niveaus van de bodemclassificatie heen (zie ook <https://legenda-bodemkaart.bodemdata.nl/bodemclassificatie>). Van de belangrijkste boomsoorten is geprobeerd ten minste 15 steekproefpunten te nemen, verspreid over de bodemtypen en vochtclassen en waarvan de meest voorkomende boomsoorten (vooral grove den en zomereik) een groter aantal punten is genomen. Strata bestaan dus uit combinaties van bodemtype, vochtklasse en boomsoort. De punten zijn zo veel mogelijk gespreid over Nederland. Waar mogelijk zijn punten van grote terreinbeheerders (vooral Staatsbosbeheer) gekozen, wat het verkrijgen van toestemming voor bemonsteren vergemakkelijkt.

De bemonstering is in 2020 uitgevoerd bij grove den, Douglasspar, zomereik en berk, op humus- en moderpodzolgronden en vaaggronden, waar mogelijk van nat tot droog (tabel 2.8). In 2021 is de steekproef uitgebreid voor Japanse lariks, Fijnspar, Beuk op dezelfde bodems en voor Zomereik, Es en Populier op kleigronden. De ligging van de bemonsterde locaties is weergegeven in figuur 2.3. Een enkele keer bleek dat het aangetroffen bodemtype, en een keer de boomsoort, niet overeen kwam met die volgens de NFO data. Bij de analyse (groeperingen) is echter steeds van de NFI classificatie uitgegaan.

**Tabel 2.8** Bemonsterde punten (aantal) per combinatie van boomsoort, bodemtype en vochtklasse, zoals vastgelegd in de NFI Database.

Boomsoort	humuspodzol			moderpodzol	vaaggrond			klei			Totaal
	Hn, Hd		Droog	Y	Zn, Zd		Mn, Rn				
	Nat	Vochtig		Droog	Vochtig	Droog	Nat	Vochtig	Droog		
GD	6	6	14	10	4	8				48	
DG		6	11	8		6				31	
JL		5	10	5						20	
FS	2	6	4	3						15	
EI	8	12	10	10		7		3	3	53	
BE	4	3	4	3		3				17	
BU		4	8	8						20	
ES								1	5	5	11
PO								2	4	2	8
Totaal	20	42	61	47	4	24	3	12	10	223	



**Figuur 2.3** Ligging van de locaties in het project 'Bosbodem C' in de fysisch-geografische regio's Hoge zandgronden (beige), Zeekleigebied (groen) en Rivierengebied (paars).

## 2.4 Beschrijving en bemonstering locaties

Op de geselecteerde locaties is steeds een bemonstering uitgevoerd en zijn, bij 198 locaties binnen de zandgronden, bodem- en humusprofiel beschreven. Aanvullend zijn foto's van de locatie gemaakt (vanuit noord en zuid) en zijn kenmerken genoteerd over de opstand en vegetatie. Daarnaast is bij elke locatie een pH-profiel opgenomen. In deze paragrafen beschrijven wij de gebruikte methodes. In hoofdstuk 3 geven wij een aantal samenvattende resultaten. De profielbeschrijvingen en beschrijvingen van de locaties zijn uitvoeriger beschreven in een aparte rapportage (Dijk, Van Delft & De Waal, 2023). Die rapportage is geautomatiseerd tot stand gekomen door het verwerken van alle gegevens met de R-toepassing 'ProVIVis' (een toepassing om Profielen te Verwerken, Interpreteren en Visualiseren).

### 2.4.1 Methode beschrijving van bodem- en humusprofiel

Op 198 onderzoekslocaties is met een edelmanboor een boring gemaakt tot ongeveer 1,5 meter diepte (1-1,55 meter). Het profiel is beschreven volgens de handleiding voor karteringen (Ten Cate et al., 1995A) en opgeslagen in een veldcomputer. Redenen om minder diep te boren kunnen zijn:

- **Droogte**, waardoor zand uit de boor valt;
- **Waterverzadiging**, waardoor de bodem te slap wordt;
- Het voorkomen van grote **stenen** of andere obstakels.



**Figuur 2.4** Het beschrijven van een bodem- en humusprofiel.

In onze benadering is het humusprofiel geen aparte entiteit ten opzichte van het bodemprofiel. Wij beschouwen het humusprofiel als het meer veranderlijke deel van de bodem, waarin bodemvormende processen als humusvorming en uitspoeling een grote rol spelen en ook sterk beïnvloed worden door milieuomstandigheden, vegetatie en beheer. Dat maakt dit deel van de bodem bij uitstek geschikt om de bodemkundige veranderingen door externe factoren als beheer, hydrologie en stikstofdepositie op de standplaats te bestuderen.

De diktes van de humushorizonten verschillen ruimtelijk over een kortere afstand dan de horizonten in het bodemprofiel. Daarom zijn voor het humusprofiel steeds drie waarnemingen gedaan binnen enkele meters rondom het boorgat. Hier is op deze drie plekken met de humushapper, een schep (bij harde grond en/of veel stenen), of een mes (slappe veenbodems) een stuk van de bovengrond en het humusprofiel uitgestoken om het humusprofiel te beschrijven (figuur 2.5). In dit project is steeds de humushapper gebruikt. Hiermee is ook de bemonstering uitgevoerd in de drie steken (zie paragraaf 2.4.3).



**Figuur 2.5** Het steken van een humusprofiel met een humushapper (links), schep (midden), mes (rechts).

De beschrijving van het humusprofiel is uitgevoerd volgens de *Veldgids Humusvormen* (Van Delft et al., 2006), met enkele uitbreidingen voor nieuw onderscheiden horizonten. De beschrijving van de eerste steek werd opgenomen in de beschrijving van het bodemprofiel, de overige drie steken zijn apart beschreven. Voor de analyse zijn de diktes van de humushorizonten gemiddeld om tot een gemiddeld profiel van de onderzoekslocatie te komen. Dit betreft dan een gecombineerde humus- en bodemprofielbeschrijving. De individuele humusprofielen in de drie steken worden ook apart gerapporteerd in diagrammen en profielbeschrijvingen in de informatiebladen.





**Figuur 2.6** Voorbeeld van een Turbomull-humusprofiel bij locatie 60935.

Aanvullend aan de humushorizonten die beschreven zijn in de *Veldgids Humusvormen*, hebben wij enkele horizonten beschreven die ontstaan zijn door het wroeten van wilde zwijnen (Megafauna c.f. Veldgids), waarbij de t staat voor 'turbo':

- Ft – F-horizont die sterk beïnvloed is door graafactiviteit van megafauna. Hierdoor komt vaak ook minerale bijmenging voor (Fti);
- Ht – H-horizont die sterk beïnvloed is door graafactiviteit van megafauna. Hierdoor komt vaak ook minerale bijmenging voor (Hti);
- At – A-horizont die sterk beïnvloed is door graafactiviteit van megafauna, de horizont is daarbij deels gehomogeniseerd, maar kan ook enigszins heterogeen zijn.

Een andere humushorizont die niet besproken is in de Veldgids is:

- HA – Overgangshorizont in het bovenste deel van de minerale bodem waar door uitvloeiing van amorfe humus uit de H-horizont een sterk verhoogd organischestofgehalte gevonden wordt (Bijlsma et al., 2020). Deze horizont lijkt op het oog verwant aan een Ah-horizont, maar de laatste is gebonden aan bioturbatie in rijkere bodems met een hogere pH, waarbij de organische stof door bodemfauna (vooral regenwormen) gemengd wordt met de minerale bodem.

Ook voor de humusvormen zijn enkele aanvullende typen onderscheiden:

- LT – Turbomull: Ectorganische horizonten ontbreken of zijn dunner dan 2 cm, de bovenste minerale horizont is een At-horizont.
- LDXt – Turbomullmoder: Ectorganische horizonten zijn dikker dan 2 cm, maar dunner dan de onderliggende At-horizont.

Waar mull- en mullmoder humusvormen duiden op een actief bodemleven, meestal onder invloed van gunstige standplaatskenmerken (vocht, voedselrijkdom, zuurgraad), hoeft dat bij de turbo-humusvormen niet het geval te zijn. De wroetactiviteit is hier de dominante factor bij de profielontwikkeling, waardoor de standplaatsfactoren en strooiselkwaliteit ondergeschikt zijn. Het meest in het oog springt het wroeten door zwijnen, maar lokaal kan ook het graven door konijnen, dassen of vossen of het krabben van herten of reeën aanleiding zijn voor deze humusvormen.

Omdat de verschillende humushorizonten en de combinaties waarin deze worden aangetroffen (de humusvorm) afhankelijk zijn van zowel de strooiselinput (aard, hoeveelheid) als eigenschappen van de bodem (lemigheid, kalkrijkdom, hydrologie) kunnen wij deze gebruiken om een beeld te krijgen van het functioneren van de groeiplaats. Samenstelling en activiteit van het bodemleven (schimmels, bacteriën, bodemfauna) en daarmee de omzetting van organische stof en de ontwikkeling van het humusprofiel worden immers door al deze factoren bepaald. Dat maakt dat de humusvorm ook indicatief is voor het groeiplaatstype (zie o.a. Kemmers & De Waal, 1999). In figuur 3.3 worden de humusvormen op het niveau van humusvormgroepen uitgezet in een 'Ecologisch spectrum'.

## 2.4.2 Methodebeschrijving van het pH-profiel

In alle boorpunten binnen de zandgronden is het pH-profiel opgenomen door op ca. 8 (7-9) dieptes de pH van het bodemmateriaal te bepalen met indicatorstrookjes. De aan de bodem gemeten pH is representatief voor de bodemmatrix en daardoor vrijwel niet seizoensafhankelijk, in tegenstelling tot de pH van het bodemwater. De op deze wijze bepaalde pH-waarden komen redelijk overeen met pH-KCl zoals in het laboratorium gemeten wordt, maar liggen wel iets hoger. Ten opzichte van pH-H<sub>2</sub>O zijn de waarden in de veldmetingen iets lager. Bij de interpretatie is daarvoor gecompenseerd (zie tabel 2.9).

**Tabel 2.9** Referentiewaarden voor de Zuurklassen bij verschillende methoden van pH-bepaling.

Zuurklasse	Naam	pH-H <sub>2</sub> O	pH-KCl	pH-Veld
1	Basisch	> 7.5	> 7.5	> 7.9
2a	Neutraal A	7-7.5	6.8-7.5	7.1-7.9
2b	Neutraal B	6.5-7	6.1-6.8	6.3-7.1
3a	Zwak zuur A	6-6.5	5.5-6.1	5.6-6.3
3b	Zwak zuur B	5.5-6	4.8-5.5	4.8-5.6
4a	Matig zuur A	5-5.5	4.1-4.8	4-4.8
4b	Matig zuur B	4.5-5	3.5-4.1	3.4-4
5a	Zuur A	4-4.5	2.8-3.5	2.6-3.4
5b	Zuur B	< 4	< 2.8	< 2.6



**Figuur 2.7** Veldbepaling van pH met indicatorstrookjes. Deze worden in de grond gestoken waarna de grond nat gemaakt wordt met demi-water. Na enige tijd kan de pH worden afgelezen aan de verkleuring. De schaal kent stappen van een halve pH-eenheid. Tusseliggende waarden kunnen op 0.1 eenheid geschat worden. De gebruikte strookjes hebben een bereik van pH = 2.0 tot 9.0.

De pH-profielen geven een indicatie over de zuurbuffer in het moedermateriaal en de mate van uitloging in ondiepere lagen. Bij bodems in het bereik van grondwater geven zij ook een indicatie over het voorkomen van kwel in de wortelzone. Of grondwater mogelijk een rol speelt, leiden wij af uit de diepte van de GLG ten opzichte van de kritieke Z-afstand (Z<sub>k</sub>) van het bodemprofiel. Dat is de diepte waarover door capillaire opstijging een flux van minimaal 2 mm/dag naar de wortelzone mogelijk is. Hiervoor gaan wij uit van een wortelzone van 20 cm, waarbij de afstand van de onderkant van de wortelzone tot aan de GLG kleiner moet zijn dan de kritieke z-afstand. In dat geval is het mogelijk dat de zuurgraad mede door aanvulling van basen vanuit het grondwater bepaald wordt. Er is dan in principe een permanente flux van gebufferd grondwater naar de wortelzone mogelijk. Als de GLG dieper is dan Z<sub>k</sub> is dit niet het geval en gaan wij in elk geval uit van een infiltratieprofiel. Ook bij nattere gronden kan sprake zijn van infiltratie van neerslagwater, hetgeen dan tot uiting komt in de lagere pH-waarden (< 5,6 tussen 20 cm en GLG). Bij boringen met een neerslaglens wijst het pH-profiel wel op gebufferd grondwater rond GLG-niveau, maar dit water heeft geen invloed in de wortelzone omdat het verdrongen wordt door infiltrerend neerslagwater.

Voor het bepalen van het pH-profieltype is een sleutel afgeleid waarmee op basis van de pH-waarden op verschillende diepten, de GLG en de kritieke Z-afstand, een inschatting gemaakt wordt van de hydrologische positie, zuurbuffer van het moedermateriaal en mate van verzuring. De kritieke Z-afstand hebben wij berekend door de horizonten toe te kennen aan bouwstenen van de Staringreeks en op basis van de bodemfysische eigenschappen van die bouwstenen te berekenen tot welke afstand boven de GLG nog een capillaire flux van 2 mm/dag mogelijk is (Bakker et al. 2020, van Delft et al. 2023). De 198 boringen waar pH-metingen gedaan zijn, zijn volgens deze sleutel ingedeeld in pH-profieltypen. De pH-profielen zijn in de informatiebladen opgenomen als diagram, met zoveel mogelijke aanvullende informatie die kan helpen bij de interpretatie (zie Dijk, Van Delft & De Waal, 2023).

**Tabel 2.10** Sleutel voor het afleiden van het pH-profieltype uit het verloop van de zuurgraad in verschillende diepteklassen en een vergelijking tussen GLG en kritieke Z-afstand (Van Delft et al., 2023).

GLG - Zk < 20	Maximale pH in dieptetraject		pH-profieltype	
	>20 cm	20 cm - GLG	0 - 20 cm	Code Omschrijving
Ja	≥ 5,6	≥ 5,6	≥ 4,8	Kw Kwel-Invloed in wortelzone
			< 4,8	Ro Kwel-Invloed aanwezig, ondiepe regenwaterlens
		< 5,6		Rd Kwel-Invloed aanwezig, diepe regenwaterlens
	< 5,6	≥ 4,8		Lo Mogelijk lokaal kwelwater, of lateraal toegestroomd, zwak gebufferd
			≥ 4,0	InAa Basenarm infiltratieprofiel
		4,0 - 4,8	≥ 4,0	InAo Ondiep verzuurd basenarm infiltratieprofiel
			< 4,0	InZ Zuur infiltratieprofiel
		< 4,0	>= 3,4	InZz Zeer zuur infiltratieprofiel
	Nee	≥ 6,3	≥ 4,8	InBa Basenrijk infiltratieprofiel
			< 4,8	InBo Ondiep verzuurd basenrijk infiltratieprofiel
4,0 - 6,3		≥ 4,0	InAa Basenarm infiltratieprofiel	
		< 4,0	InAo Ondiep verzuurd basenarm infiltratieprofiel	
< 4,0		>= 3,4	InZ Zuur infiltratieprofiel	
		< 3,4	InZz Zeer zuur infiltratieprofiel	

### 2.4.3 Bemonstering

De bemonstering is uitgevoerd door bij de boring en minimaal 5 steken met de humushapper materiaal te verzamelen. Alleen in de eerste 3 steken is het humusprofiel beschreven. Bij de bemonstering in de zandgronden zijn vier lagen onderscheiden, waarbij de methode van bemonstering per laag iets verschilt. Bij de kleigronden zijn alleen de laatste twee lagen bemonsterd:

- De LF-laag, dit is het bovenste deel van de humuslaag, met de L-laag met de nog herkenbare plantendelen en de F-laag waarin de plantendelen zijn verkleind (gefragmenteerd);
- De H-laag, waarin organisch materiaal (vrijwel) volledig is gehumificeerd;
- 0-30 cm minerale bodem;
- 30-100 cm minerale bodem.

Bij de LF- en H-lagen is steeds al het materiaal uit de vijf steken verzameld in een mengmonster, waarbij de dimensies (breedte van de humushapper, dikte van de plak in de humushapper en dikte van de laag) in een spreadsheet werden opgenomen om het bemonsterde volume te berekenen. In een aantal gevallen was het materiaal uit vijf steken niet voldoende om het minimumvolume (400 ml voor LF en 200 ml voor H) te bemonsteren. Dan zijn extra steken gedaan tot het benodigde volume bemonsterd was. Als het benodigde volume niet in tien steken bemonsterd kon worden, dan is de laag niet bemonsterd. Deze is dan ook zo dun

dat er geen wezenlijke bijdrage aan de koolstofvoorraad verwacht mag worden. De bemonsterde volumes zijn gerapporteerd en gebruikt om de voorraden te berekenen (zie paragraaf 3.3).

Voor de laag van 0-30 cm -mv is steeds een mengmonster gemaakt uit de vijf steken van de humushapper. De laag van 30 tot 100 cm is alleen in de boring bemonsterd, waarbij het materiaal goed gehomogeniseerd werd en een deel daarvan werd bemonsterd.

## 2.5 Analyse

### 2.5.1 Lab-analyses

Monsters van de strooisellagen zijn gedroogd (70°C) tot ca. 1% vocht voor het bepalen van de droge massa. Vervolgens zijn ze colloïd gemalen. Chemische analyses van strooisellagen zijn uitgevoerd op 70°C gedroogd materiaal na malen, terwijl de monsters van de bovengrond geanalyseerd zijn op luchtdroog materiaal (40°C). C- en N-gehalten zijn gemeten met een C/N-analyser [LECO] na droge verbranding volgens het Dumas-principe (Dumas, 1831). Gehalten van P, Fe en Al zijn bepaald na ammoniumoxalaat/oxaalzuur extractie met ICP-OES. Van de bovengrond is het organischestofgehalte bepaald door te gloeien bij 550°C (gloeiverlies) na drogen op 105°C.

Voor de totaalgehalten van Ca, K, Mg en P in strooisel is 200 mg fijngemalen bodemmateriaal opgelost met geconcentreerd salpeterzuur (HNO<sub>3</sub>, 65%) en waterstofperoxide (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 30%), gevolgd door magnetrondestructie (Milestone microwave type mls 1200 mega of Ethos Easy). Na destructie is het destruaat geanalyseerd op de ICP-OES.

Voor bepaling van de ongebufferde CEC en basenverzadiging is de grond (na drogen bij 40°C en 2 mm zeven) eerst verzadigd met 0,1 M bariumchloride-oplossing. Alle uitwisselbare kationen zijn uit het adsorptiecomplex verdreven en zijn gemeten met ICP-OES in het 0,1 M-extract. De CEC is gemeten met ICP-OES, na uitwisseling van bariumchloride door magnesiumsulfaatoplossing. In enkele monsters bleek de gemeten hoeveelheid Al groter dan dat er aan het uitwisselingscomplex kan zitten. Blijkbaar was er tijdens de analyse extra Al vrijgekomen dat op andere wijze in de bodem beschikbaar is (mogelijk b.v. zouten). Dit wordt bij de methode met bariumchloride soms ook waargenomen Ca bij erg kalkrijke bodems (Dohrmann, 2006). In veel van de bemonsterd locaties zijn ook zeer lage pH-waarden gemeten. In dergelijke zure bodems wordt Al opgelost uit mineralen, wat ook een verklaring kan zijn voor de hoge gehalten. Wanneer de verzadiging van Ca, K, Mg, Fe, Na en Al samen hoger is dan 100% is de waarde voor Al bijgesteld zodat de totale verzadiging 100% werd. Dit betekent dat ervan is uitgegaan dat er bij zeer hoge Al-bezetting geen H<sup>+</sup> aan het complex zit. De data van De Vries en Leeters (2001) wijzen hierop.

Van de boomsoorten beuk, fijnspar en Japanse lariks is bij de bemonstering van de bovengrond geen zekerheid of tot de juiste diepte van 30 cm werd bemonsterd. Daarom is deze laag opnieuw bemonsterd. Van de tweede bemonstering is alleen het gloeiverlies bepaald. Deze bleek uiteindelijk bij de tweede ronde gemiddeld 14% lager dan in de eerste ronde. Koolstof- en stikstofgehalten voor deze locaties zijn gecorrigeerd op basis van de eerste en tweede bepalingen van het gloeiverlies. Daarbij zijn wij uitgegaan van een gelijkblijvend gehalte stikstof en koolstof in de organische stof.

**Tabel 2.11** Overzicht bepalingen per bodemlaag.

Bodemlaag	bepaling
LFH	Totaal C, N, P, Ca, K, Mg
bovengrond (0-30 cm)	Totaal C, N Gloeiverlies CEC, bezetting Al, Ca, Fe, K, Mg, Na (alleen bij zomereik, grove den, berk en Douglasspar) extractie ammoniumoxalaat Al, Fe, P
ondergrond (0-30 cm)	Totaal C, N

---

## 2.5.2 Berekening van voorraden

De voorraden zijn berekend uit de gehalten maal de massa van de betreffende laag. Van de monsters van de strooisellaag is het volume bepaald door per steek het bemonsterde volume te bepalen en dat op te tellen (zie paragraaf 2.4.3). Met het bepaalde drooggewicht in de monsters is de massa van de strooisellagen berekend.

De massa van de lagen minerale bovengrond (0-30 cm) en minerale ondergrond (30-100 cm) zijn bepaald op basis van de laagdikte en soortelijk gewicht ( $sw$ ). Het soortelijk gewicht van de minerale grond is bepaald op basis van (Hoekstra en Poelman, 1982):

$$sw_i = 1000 / (0,646 + 0,025 OS\%_i) \text{ voor vochtige en droge zandgronden}$$

$$sw_i = 1000 / (0,601 + 0,030 OS\%_i) \text{ voor natte zandgronden}$$

$$sw_i = 1000 / (0,618 + 0,023 OS\%_i + 0,0067 * 27) \text{ voor klei bovengronden}$$

(met 27 het percentage klei)

$$sw_i = 1000 / (0,572 + 0,053 OS\%_i + 0,0039 * 36,5) \text{ voor klei ondergronden}$$

(met 36,5 het percentage klei)

Daarin is  $sw_i$  in g/liter en OS% als massapercentage, dat voor de laag van 0-30 cm op zandgronden direct is bepaald uit het gloeiverlies. Het massapercentage OS is voor de laag van 30-100 cm van alle bodems en de laag van 0-30 cm voor kleigronden bepaald op basis van een C-gehalte van 58% (op basis van De Vos (2009)) en de C-gehalten in organische stof waargenomen in de laag van 0-30 cm. Daarmee wijkt deze aanpak af van die in het werkdocument dat halverwege deze studie is gemaakt (De Jong et al., 2021).

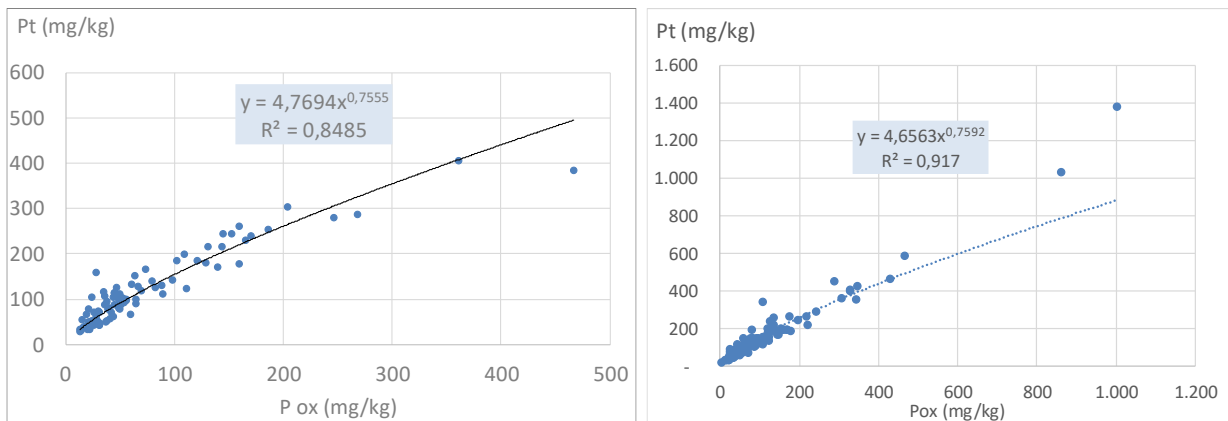
Fosfor is in de minerale bovengrond (0-30 cm) gemeten d.m.v. oxalaatextractie. Daarmee wordt het deel van de totale fosfaatfractie gemeten dat is geadsorbeerd aan Fe- en Al-hydroxiden en daarmee potentieel beschikbaar is voor opname. De totale P-voorraad kan groter zijn, maar is dan gefixeerd in niet-oplosbare mineralen en daarmee minder relevant voor de begroeiing. De feitelijke P-beschikbaarheid is daarnaast afhankelijk van de mate waaraan het gebonden is aan de Fe- en Al-hydroxiden. En dat hangt weer af van het deel van de P-buffer (het totaal van Fe- en Al-hydroxiden uitgedrukt in mmol/kg) dat bezet is met P, de fosfaatverzadigingsindex of PSI. Deze verhouding wordt uitgerekend met:  $PSI = P\text{-ox} / (Fe\text{-ox} + Al\text{-ox})$  in mmol/mmol. Voedselarme groeiplaatsen met een lage P-beschikbaarheid hebben meestal een  $PSI < 0,05$ .

De totale P-gehalten (in mg/kg) zijn geschat op basis van een regressie die is bepaald op basis van 94 bodemmonsters (0-10 en 10-30 cm diepte) van De Vries et al. (2019A).

$$Pt = 4,7694 * Pox^{0,7555}$$

Overigens geeft data van De Vries en Leeters (2001) vrijwel exact dezelfde relatie (figuur 2.8).





**Figuur 2.8** Verband tussen de gehalten P-oxalaat extraheerbaar en P-totaal. Links data van De Vries et al. (2019A), rechts van De Vries en Leeters (2001).

### 2.5.3 Vergelijking steekproef van 1990

De resultaten zijn waar mogelijk vergeleken met de data van de bodembemonstering die in 1990 is uitgevoerd (De Vries en Leeters, 2001). Daarbij is uit de data een selectie gemaakt van dezelfde bodemtypen als in de steekproef in deze rapportage. Dat betekent dat er kengetallen uit de originele data zijn gerekend voor de bodemtypen humuspodzol, moderpodzol en vaaggrond. Enkeerdgronden (11 st.), veengronden (8 st.) – beide duidelijk andere bodemtypen dan in deze rapportage – en locaties met een onbekend bodemtype (2 st.) zijn buiten beschouwing gelaten. Het uiteindelijke aantal steekproefpunten per boomsoort en bodemtype is weergegeven in tabel 2.12.

Het koolstofgehalte van de organische stof is in 1990 met 43% erg laag. Mogelijk dat de methode voor het bepalen van organische stof (Kurmies, een vorm van Walkley & Blackmethode) in de minerale bovengrond niet alle koolstof voldoende heeft geoxideerd. In de strooisellaag, waarvoor Kurmies beter werkt, werd in 1990 58% C in de organische stof gevonden. Dat percentage komt overeen met wat in deze steekproef in de bovengrond werd gemeten en door bijvoorbeeld De Vos (2009) wordt aangegeven. De Vos (2009) geeft een recovery rate van koolstof met Walkley & Blackmethoden van 70%. Met deze correctie zou het koolstofgehalte in 1990 gemiddeld op 61% komen. In deze studie is het koolstofgehalte van 1990 opnieuw ingeschat op basis van een C-gehalte van het gloeiverlies van 58%, zoals ook in bovengronden in deze studie is waargenomen (paragraaf 3.3, figuur 3.14).

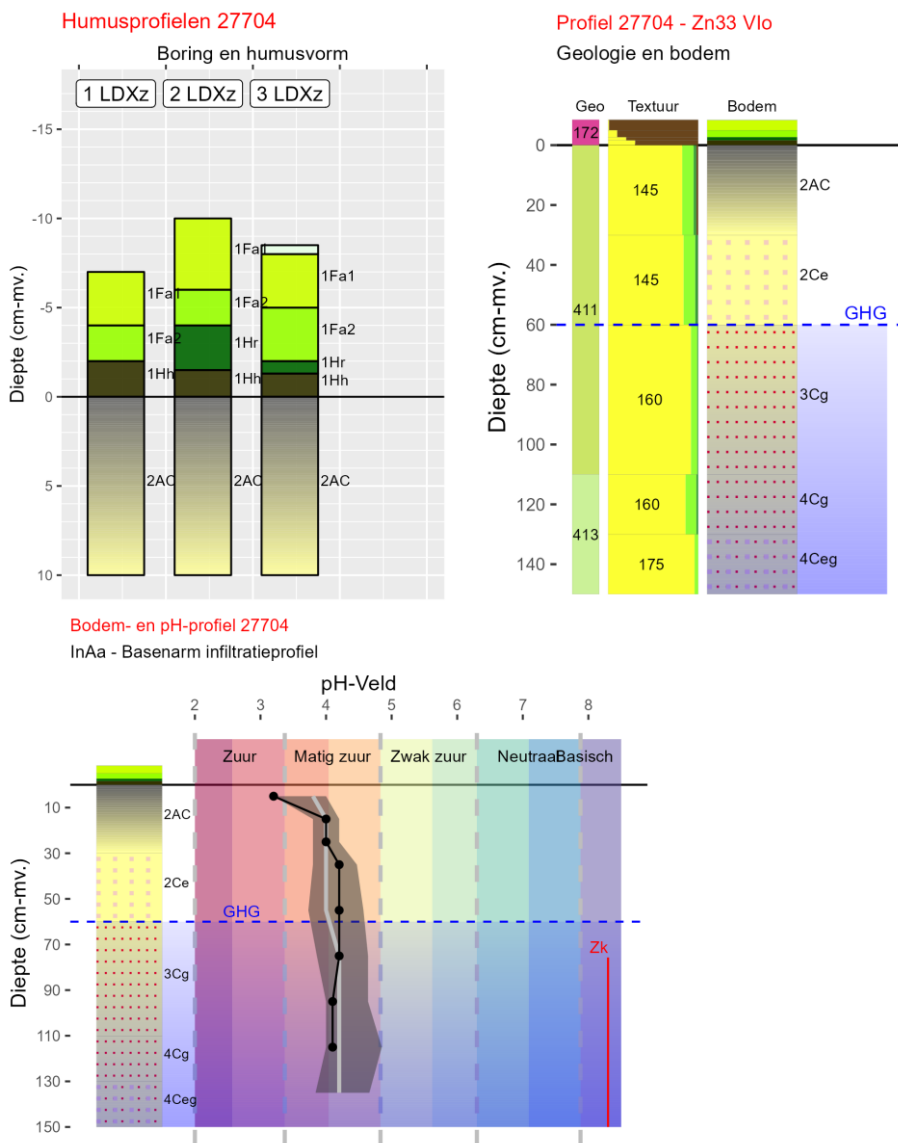
**Tabel 2.12** Aantal steekproefpunten per boomsoort en bodemtype in de steekproef van 1990, zonder enkeleerdgronden, veenbodems en onbekende bodems.

Boomsoort	Humuspodzol	Moderpodzol	Vaaggrond	Totaal
Beuk	7	2	3	12
Corsicaanse den	9		6	15
Douglasspar	6	3	3	12
Zomereik	11	2	7	20
Fijnspar	11		2	13
Grove den	22	6	16	44
Japanse lariks	12		1	13
Totaal	78	13	38	129

# 3 Resultaten

## 3.1 Locatie- en profielbeschrijvingen

In een aparte rapportage (Dijk, Van Delft & De Waal, 2023) zijn overzichten opgenomen over de aangetroffen bodemeenheden, grondwatertrappen, humusvormen en pH-profieltypen binnen de zandgronden, bij de kleigronden zijn geen profielbeschrijvingen gemaakt. Per locatie is daarbij een informatieblad opgenomen met kaartjes en foto's van de locatie en profielen, profielschetsen van geologie, bodem, humus en pH en diverse kenmerken van de locatie. Ook zijn daarin de profielbeschrijvingen opgenomen. Die rapportage kan dienen als naslagwerk bij de individuele locaties en kan op verzoek verstrekt worden. In deze paragraaf geven wij nog enkele overzichten die specifiek van belang zijn in verband met de bemonstering.



**Figuur 3.1** Voorbeeld van profielschetsen zoals opgenomen in de informatiebladen per locatie in de rapportage over de in dit project beschreven profielen (Dijk, Van Delft & De Waal, 2023). Voor de toelichting bij deze schetsen en gebruikte indelingen verwijzen wij naar die rapportage.

### 3.1.1 Boomsoort

In de steekproef zijn de boomsoorten geselecteerd volgens de NFI-steekproef. Tijdens de bemonstering is genoteerd wat de twee belangrijkste boomsoorten zijn op de locatie op het moment van de bemonstering. In deze samenvatting is aangegeven welke boomsoort als eerste is genoteerd (met de hoogste bedekking). Dat kan in enkele gevallen afwijken van de opgave in de NFI-steekproef. Bij de beschrijving in de informatiebladen per locatie (zie Dijk, Van Delft & De Waal, 2023) is aangegeven wat de eerste en tweede boomsoort waren, met een eenvoudige inschatting van de bedekking in vier klassen. De verdeling van de locaties over de boomsoorten staat in tabel 3.1. Deze komt goed overeen met de planning op basis van de NBI-database in tabel 2.12. Op één locatie (plot 64543) is grove den genoteerd als de dominante boomsoort in plaats van Douglasspar.

**Tabel 3.1** Verdeling van de locaties over boomsoorten op zandgronden.

Boomsoort	Naam	Aantal
BE	Berk	17
BU	Beuk	20
EI	Zomereik	47
DG	Douglasspar	30
FS	Fijnspar	15
GD	Grove den	49
JL	Japanse lariks	20

### 3.1.2 Bodem en Vocht

In de steekproef zijn de locaties geselecteerd op basis van bodemtype en grondwatertrap volgens de gegevens in de NFI-database. Deze is gebaseerd op de Bodemkaart van Nederland en de daarop vermelde grondwatertrappen. Op basis hiervan is een indeling gemaakt naar humus- en moderpodzolgronden en vaaggronden, waar mogelijk van nat tot droog. Vanwege de kaartschaal en als gevolg van verdroging kan de situatie in het veld daarvan afwijken. Ook is de werkelijke groeiplaats van bomen op rabatten meestal droger dan op de bodemkaart is aangegeven.

In tabel 3.2 geven wij de werkelijke verdeling van het aantal locaties over de strata voor bodem en vochtklasse op basis van de profielbeschrijvingen bij de bemonstering. Daarbij is op negen locaties een eerdgrond aangetroffen. Dit bodemtype maakte geen onderdeel uit van de selectie, maar komt dus lokaal wel voor. Het gaat om gooreerdgronden (tZn..) op vier locaties, gooreerdgronden met een matig dikke bovengrond (cZn..) op drie locaties, een akkereerdgrond (cZd..) en een enkeerdgrond (zEZ..), beiden op één locatie. Het voorkomen van eerdgronden in een bos is terug te voeren op voormalig agrarisch gebruik van de gronden die later bebost zijn.

**Tabel 3.2** Verdeling van de locaties over de klassen voor Bodem en Vocht.

Bodem en Vocht	Naam	Aantal
E_D	Eerdgrond Droog	4
E_N	Eerdgrond Nat	1
E_V	Eerdgrond Vochtig	4
H_D	Humuspodzol Droog	73
H_N	Humuspodzol Nat	4
H_V	Humuspodzol Vochtig	30
V_D	Vaaggrond Droog	27
V_N	Vaaggrond Nat	1
V_V	Vaaggrond Vochtig	8
Y_D	Moderpodzol Droog	44
Y_V	Moderpodzol Vochtig	2

### 3.1.3 Strata

Zoals toegelicht in paragraaf 2.3, is op basis van het voorkomen van combinaties van boomsoort, bodem en vochtigheid (volgens de NFI steekproef) een steekproef van NBI-punten opgezet. De bemonstering is uitgevoerd bij berk, beuk, zomereik, Douglasspar, fijnspar, grove den, Japanse lariks op humus- en moderpodzolgronden en vaaggronden, waar mogelijk van nat tot droog. De bemonsterde locaties van eik, es en populier op kleigronden zijn niet beschreven en komen in de overzichten in deze paragraaf niet voor.

In tabel 3.3 is de verdeling geven van het aantal locaties over de strata. In de samenvattingen van 'Boomsoort' (paragraaf 3.1.1) en 'Bodem en Vocht' (paragraaf 0) staan de kenmerken zoals ze bij de bemonstering zijn beoordeeld. In een aantal gevallen kunnen die afwijken van de gegevens in de NBI-database. In tabel 3.3 zijn de geplande verdeling uit tabel 2.8 vergeleken met de verdeling in de bemonstering. De verschillen betreffen vooral de klassen voor bodem en vocht die in het veld in 65 gevallen afwijkt van de gegevens in de database. Voor een deel betreft dit een drogere vochtklasse, maar ook afwijkende bodems zijn aangetroffen. Dergelijke verschillen zijn toe te schrijven aan de kaartschaal van de Bodemkaart van Nederland (schaal 1:50.000) waar de NFI gegevens op gebaseerd zijn. Vaak zit er meer variatie binnen de kaartvlakken, zodat dergelijke verschillen voor kunnen komen. Daarnaast is in veel gebieden sprake van verdroging, waardoor nu een drogere bodem beschreven wordt dan op de bodemkaart is aangegeven.

**Tabel 3.3** Verdeling van de locaties over de strata volgens planning en in de bemonstering. Onder 'Aantal' staat het geplande aantal, onder 'Gelijk', het aantal locaties waar de situatie in het veld gelijk is aan de gegevens in de NBI database, onder 'Verschillend' staat het aantal afwijkende locaties en onder 'Anders' geven wij aan welke afwijkende kenmerken gevonden zijn, met tussen haakjes het aantal indien dat groter is dan 1..

Stratum in planning	Aantal	Gelijk	Verschillend	Anders
H-N-BE - Humuspodzol nat, Berk	4	3	1	V_N_BE
H-N-EI - Humuspodzol nat, Zomereik/Wintereik	8	3	5	H_D_EI(2), H_V_EI(3)
H-N-FS - Humuspodzol nat, Fijnspar	2	2	0	
H-N-GD - Humuspodzol nat, Grove den	7	1	6	H_V_GD(5), V_D_GD
H-V-BE - Humuspodzol vochtig, Berk	3	2	1	V_V_BE
H-V-BU - Humuspodzol vochtig, Beuk	4	1	3	H_D_BU(2), Y_D_BU
H-V-DG - Humuspodzol vochtig, Douglas	6	2	4	H_D_DG(3), V_D_DG
H-V-EI - Humuspodzol vochtig, Zomereik/Wintereik	12	6	6	E_D_EI, H_D_EI(2), H_N_EI(3)
H-V-GD - Humuspodzol vochtig, Grove den	6	3	3	H_D_GD(2), V_V_GD
H-V-JL - Humuspodzol vochtig, Japanse lariks	5	3	2	H_D_JL(2)
H-D-BE - Humuspodzol droog, Berk	4	2	2	H_N_BE, Y_D_BE
H-D-BU - Humuspodzol droog, Beuk	8	6	2	E_D_BU, Y_D_BU
H-D-DG - Humuspodzol droog, Douglas	11	8	3	E_D_DG, H_D_GD, H_V_DG
H-D-EI - Humuspodzol droog, Zomereik/Wintereik	10	10	0	
H-D-FS - Humuspodzol droog, Fijnspar	6	3	3	V_V_FS, Y_D_FS, Y_V_FS
H-D-GD - Humuspodzol droog, Grove den	13	10	3	H_V_GD(2), V_V_GD
H-D-JL - Humuspodzol droog, Japanse lariks	10	7	3	H_V_JL, Y_D_JL(2)
Y-D-BE - Moderpodzol, Berk	3	3	0	
Y-D-BU - Moderpodzol, Beuk	8	7	1	V_D_BU
Y-D-DG - Moderpodzol, Douglas	8	8	0	
Y-D-EI - Moderpodzol, Zomereik/Wintereik	10	8	2	V_D_EI(2)
Y-D-FS - Moderpodzol, Fijnspar	7	3	4	H_D_FS(4)
Y-D-GD - Moderpodzol, Grove den	10	7	3	H_D_GD(2), V_D_GD
Y-D-JL - Moderpodzol, Japanse Lariks	5	2	3	H_D_JL(2), Y_V_JL
V-V-GD - Vaaggrond vochtig, Grove den	4	3	1	V_D_GD
V-D-BE - Vaaggrond droog, Berk	3	3	0	
V-D-DG - Vaaggrond droog, Douglas	6	5	1	V_V_DG
V-D-EI - Vaaggrond droog, Zomereik/Wintereik	7	6	1	E_D_EI
V-D-GD - Vaaggrond droog, Grove den	8	6	2	H_D_GD, H_V_GD
Totaal	198	133	65	

### 3.1.4 Humusvormen

In tabel 3.4 is aangegeven hoe vaak verschillende humusvormen (op subgroepniveau) zijn aangetroffen. Omdat per locatie 3 steken zijn beschreven (in 1 geval 4), zijn deze aantallen dus hoger dan de 198 beschreven locaties. Er zijn meerdere steken beschreven vanwege lokale variatie in strooiselinput, vegetatiestructuur of externe invloeden. Daarom kunnen ook de humusvormen verschillen tussen de steken op dezelfde locatie. De variatie in humusprofielen tussen, maar ook binnen locaties wordt geïllustreerd in figuur 3.2 waar voor een selectie van de locaties de humusprofielen grafisch zijn weergegeven (zie ook Dijk, Van Delft en De Waal, 2023).

**Tabel 3.4** Aangetroffen humusvormen en het aantal keren dat deze zijn aangetroffen. De humusprofielen zijn beschreven in 3 - 4 steken per locatie. De intensiteit van de achtergrondkleur in de regels onder Subgroep geeft aan welke humusvormen (op subgroepniveau) het vaakst zijn aangetroffen.

Orde	Suborde	Groep	Subgroep	Aantal					
MU - Mull	T - Terrestrisch	LV - Vaagmull	LVh - Heidevaagmull	1					
			LA - Akkermull	3					
		LZ - Zandmull	LAr - Radeakkermull	2					
			LZh - Heidezandmull	21					
			LZe - Ectozandmull	1					
		LW - Wormmull	LWe - Ectowormmull	3					
			LT - Turbomull	10					
ML - Mullmoder	S - Semiterrestrisch		LDH - Hydromullmoder	3					
		T - Terrestrisch	LDX - Xeromullmoder	245					
ML - Mullmoder	S - Semiterrestrisch	LDX - Xeromullmoder	LDXz - Zandxeromullmoder	245					
			LDXl - Leemxeromullmoder	13					
			LDXa - Akkerxeromullmoder	23					
			LDXt - Turbomullmoder	4					
			MO - Moder	S - Semiterrestrisch	DH - Hydromoder	DHs - Schraalhydromoder	3		
						T - Terrestrisch	DX - Xeromoder	DXv - Vaagxeromoder	2
								DXu - Humusxeromoder	1
MO - Moder	T - Terrestrisch	DX - Xeromoder	DXt - Holtxeromoder	8					
			DXz - Turbomoder	3					
			MM - Mormoder	T - Terrestrisch	RDX - Xeromormoder	RDXl - Lignoxeromormoder	2		
						RDXv - Vaagxeromormoder	4		
RDXu - Humusxeromormoder	44								
MM - Mormoder	T - Terrestrisch	RDX - Xeromormoder	RDXb - Bosxeromormoder	149					
			RDXt - Holtxeromormoder	30					
			RDXr - Ruwxeromormoder	18					
			MR - Mor	T - Terrestrisch	RX - Xeromor	RXr - Ruwxeromor	2		

Bijna de helft (48.4%) van de humusprofielen in dit project hoort tot de orde *Mullmoder* (ML) en dan vooral de *Zandxeromullmoder* (LDXz, N = 245, figuur 3.2B). Bij de mullmoders is een A-horizont aanwezig en dikker dan de bovenliggende F- en H-horizonten. In het geval van de *Zandxeromullmoder* is het profiel ontwikkeld in kalkloos en leemarm (< 20% leem) zand.

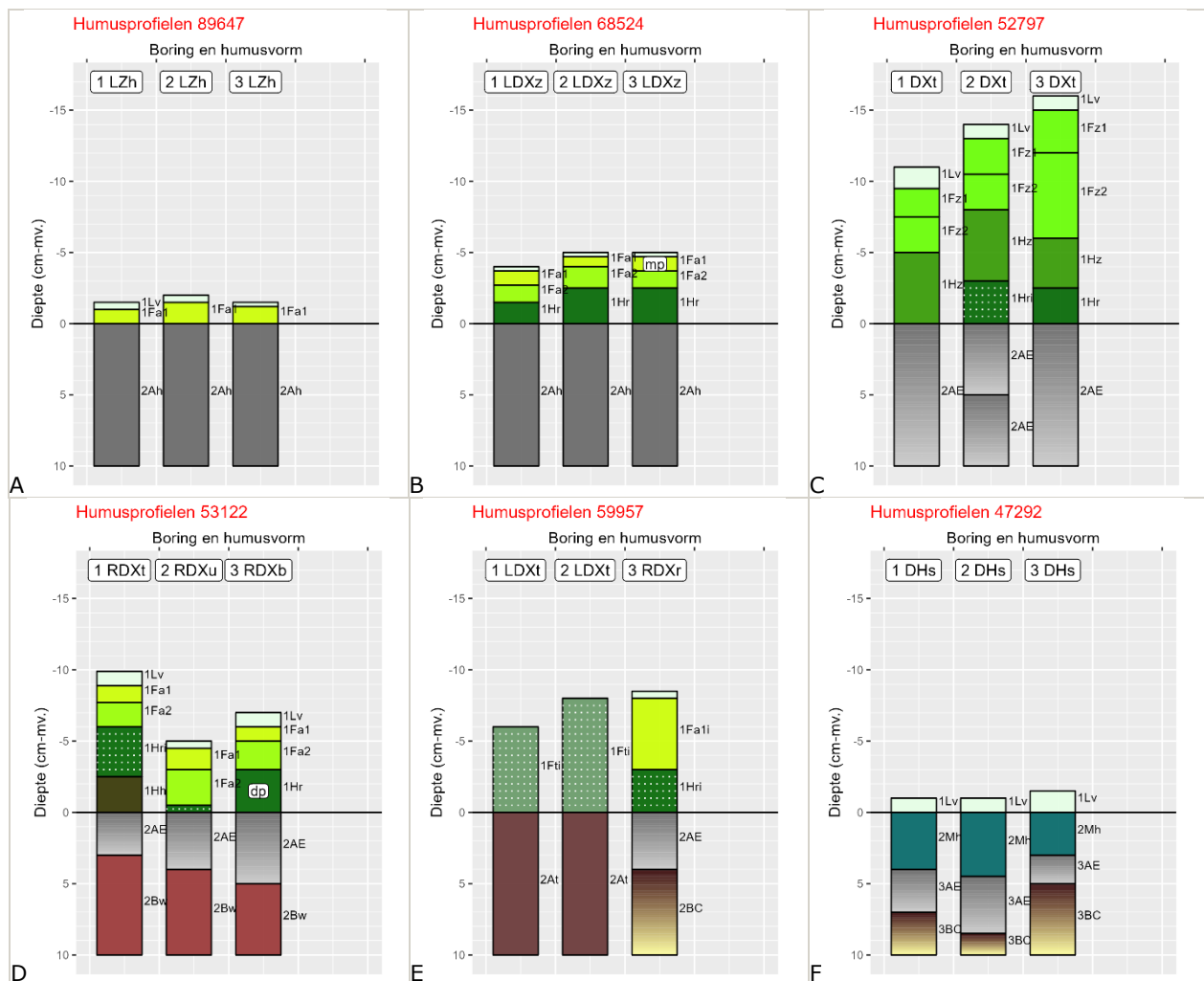
Daarnaast horen de meeste (41.5%) humusprofielen tot de *Mormoder* (MM) en dan vooral de *Bosxeromormoder* (RDXb, N = 149), maar ook *Humusxeromormoder* (RDXu, N = 44) en *Holtxeromormoder* (RDXt, N = 30) komen relatief vaak voor. Bij de mormoders ontbreekt de A-horizont of is dunner dan de bovenliggende F- en H-horizonten en binnen de strooisellagen wordt de afbraak bepaald door een combinatie van bodemfauna en schimmels (Fa is dominante F-horizont, Hr of Hh de dominante H-horizont, zie Van Delft et al. 2006). Het onderscheid tussen de verschillende mormoders wordt bepaald door de dikteverhoudingen van de Fa- en Hh-horizonten (zie figuur 3.2D).

In 6.9% van de gevallen horen de humusprofielen tot de orde *Mull* (MU), waarbij ectorganische strooisellagen of wortelmatten ontbreken of in elk geval dunner zijn dan 2 cm. Meestal is een Ah-horizont aanwezig als gevolg van een actief bodemleven waardoor organisch materiaal snel wordt afgebroken en door



bioturbatie vermengd wordt met de minerale bodem. Het vaakst is de *Heidezandmull* (LZh, N = 21, figuur 3.2A) aangetroffen. Deze komt voor in kalkloos en leemarm zand met kenmerken van podzolering. Ondanks deze minder gunstige omstandigheden is de bodemfauna kennelijk nog voldoende actief om de vorming van een mull-humusvorm mogelijk te maken. Dat kan ook te maken hebben met de strooiselkwaliteit van de betreffende boomsoort. In 10 steken is een *Turbomull* (LT) aangetroffen, waarbij het ontbreken van een ectorganische strooisellaag toe te schrijven is aan verstoring door megafauna, in dit geval wilde zwijnen. Dan is niet te zeggen in welke mate strooiselkwaliteit en bodemeigenschappen bijdragen aan de strooiselafbraak.

Vrijwel alle (ca. 99%) van alle humusprofielen in dit project worden tot de *Terrestrische* subordes gerekend omdat de onderzochte locaties op zandgronden liggen (de locaties op kleigronden zijn hier niet beschreven). Een voorbeeld van een semiterrestrisch humusvorm (*Schraalhydromoder* DHs) staat in figuur 3.2F waar in een berkenbos aan een venrand een wortelmat (Mh-horizont) werd aangetroffen.

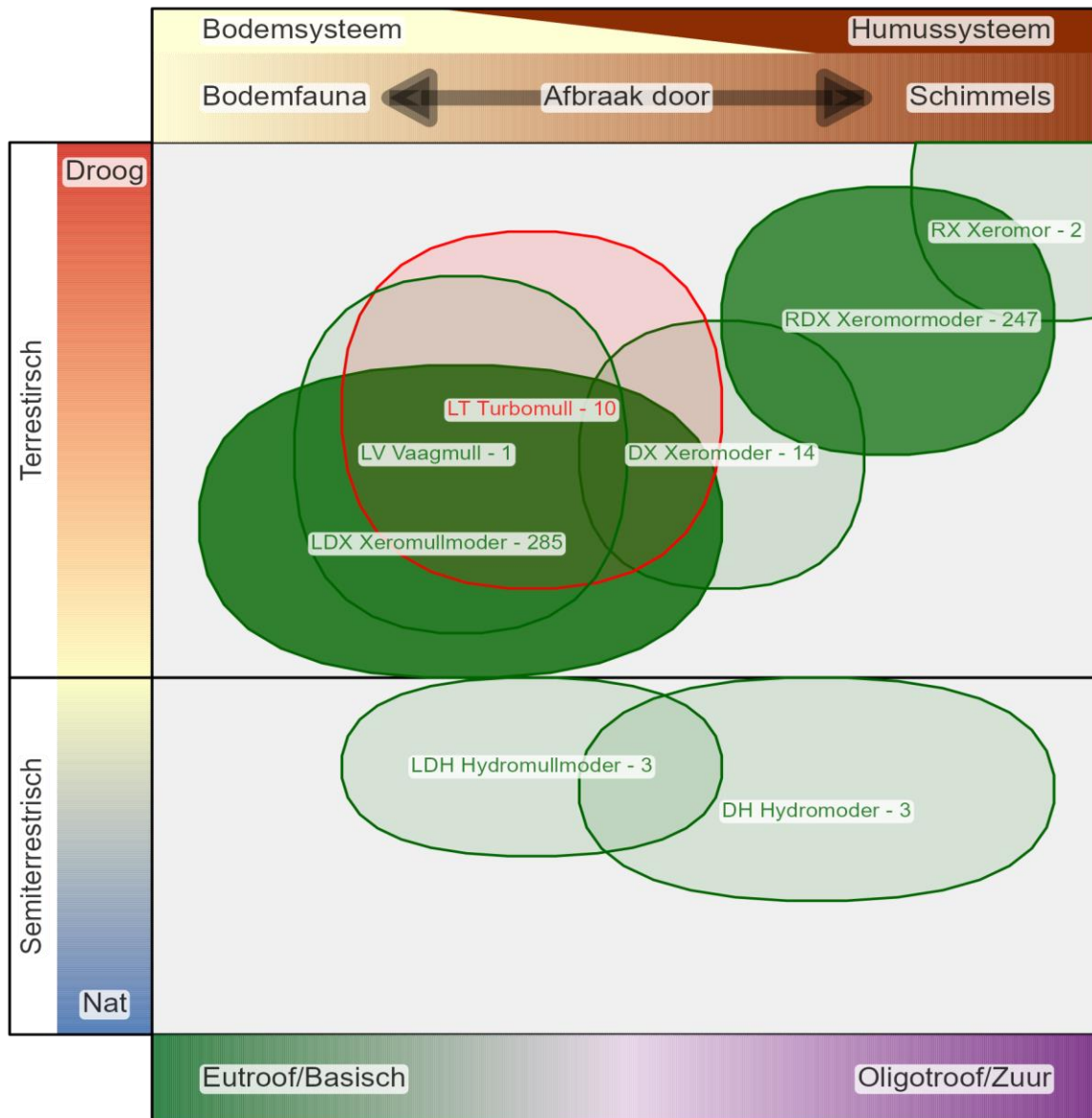


**Figuur 3.2** Voorbeelden van de variatie in humusprofielen tussen en binnen locaties. Boven de humusprofielen staan de codes voor de humusvormen waartoe zij behoren (zie tabel 3.4).

Omdat de verschillende humushorizonten en de combinaties waarin deze worden aangetroffen (de humusvorm) afhankelijk zijn van zowel de strooiselinput (aard, hoeveelheid) als eigenschappen van de bodem (lemigheid, kalkrijkdom, hydrologie) kunnen deze gebruiken worden om een beeld te krijgen van het functioneren van de groeiplaats. Samenstelling en activiteit van het bodemleven (schimmels, bacteriën, bodemfauna) en daarmee de omzetting van organische stof en de ontwikkeling van het humusprofiel worden immers door al deze factoren bepaald. Dat maakt dat de humusvorm ook indicatief is voor het

groeiplaatstype (zie o.a. Kemmers & De Waal, 1999). In figuur 3.3 worden de humusvormen op het niveau van humusvormgroepen uitgezet in een 'Ecologisch spectrum'.

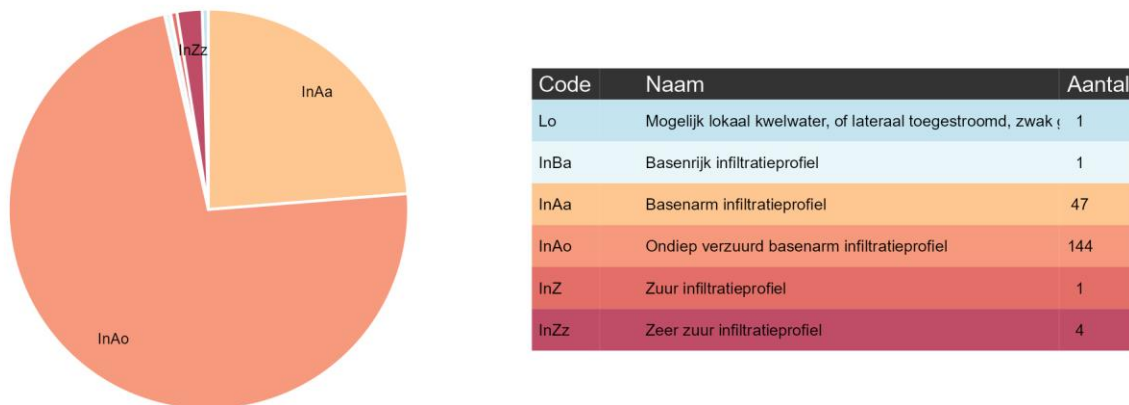
Zoals eerder opgemerkt zijn bijna alle humusprofiel beschreven op terrestrische groeiplaatsen. Daarbij wijst de *Xeromullmoder* (LDX) over het algemeen op relatief vochthoudende, voedselrijkere en minder zure groeiplaatsen dan de *Xeromormoder* (RDX) die op drogere armere en zuurdere groeiplaatsen wordt aangetroffen. De *Xeromoder* (DX) neemt een tussenpositie in.



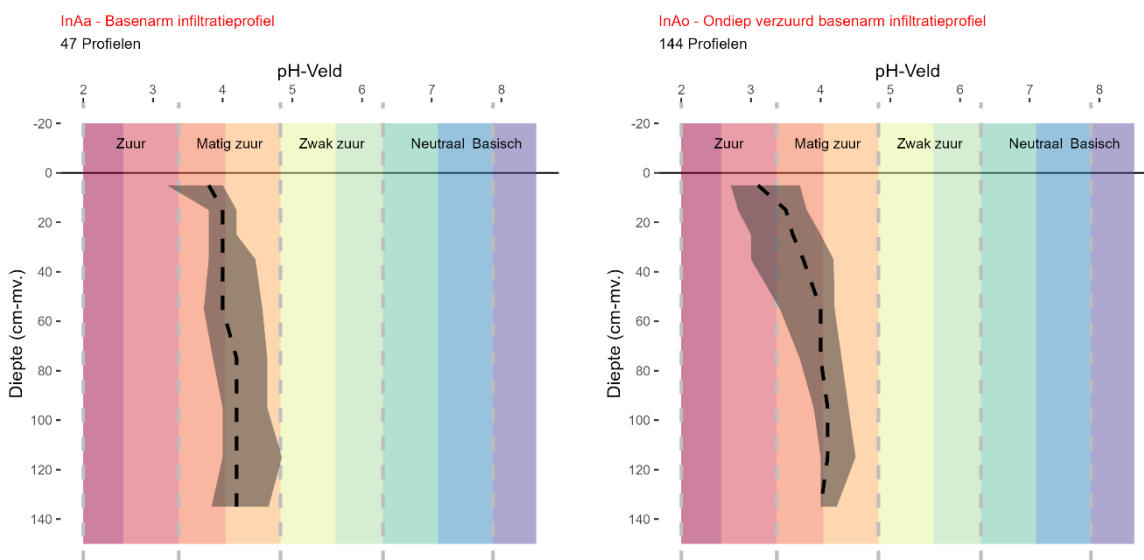
**Figuur 3.3** Globale situering van de binnen dit project aangetroffen humusvormen, op het niveau van humusvormgroepen, binnen gradiënten van vocht, nutriënten en zuurgraad. De belangrijkste organismen die betrokken zijn bij afbraak van organische stof hangen mede van deze factoren af. Bij humusvormen links in de figuur zijn vooral bodemeigenschappen bepalend, verder naar rechts wordt het humussysteem dominant. De intensiteit van de kleur wordt bepaald door de relatieve frequentie waarmee de humusvorm is aangetroffen, het aantal stekken is achter de naam van elke humusvorm opgenomen. Bij de humusvormen die met rood zijn aangegeven is het humusprofiel door externe factoren (voormalige landbouw of zwijnen) verstoord en kan niet goed beoordeeld worden of het ontbreken van ectorganisch strooisel of een wortelmat het gevolg is van de positie binnen de gradiënt of door de verstoring. Situering is daarom onzeker.

### 3.1.5 pH-Profielen

Voor de 198 locaties op zandgronden is een pH-profiel opgenomen en een pH-profieltype toegekend op basis van de sleutel in tabel 2.10. In figuur 3.4 geven wij de verdeling van de pH-profieltypen over de locaties. Verreweg het grootste deel (191 locaties) kan beschouwd worden als een *Basenarm infiltratieprofiel* (InAa en InAo) met een pH-veld dieper dan 20 cm tussen 4,0 en 6,3. Hiervan zijn de meesten ondiep verzuurd (*Ondiep verzuurd basenarm infiltratieprofiel* InAo, N = 144) met een pH-Veld ondieper dan 20 cm die lager is dan 4,0. Dit verschil wordt geïllustreerd in figuur 3.5. De mediane waarden voor de ondergrond is in beide gevallen iets hoger dan 4,0, wat normaal is voor de ondergronden van veel droge kalkloze zandgronden en min of meer overeenkomt met de zuurgraad van het moedermateriaal. Door bodemvormende processen zoals de vorming van humuszuren bij afbraak van organische stof en uitloging door infiltrerend neerslagwater is de bovengrond vaak verzuurd. Deze verzuring is versterkt door externe factoren zoals zwaveldepositie (zure regen) in het verleden en stikstofdepositie. Dat komt terug in ongeveer driekwart van de pH-profielen die als InAo geïllustreerd zijn.



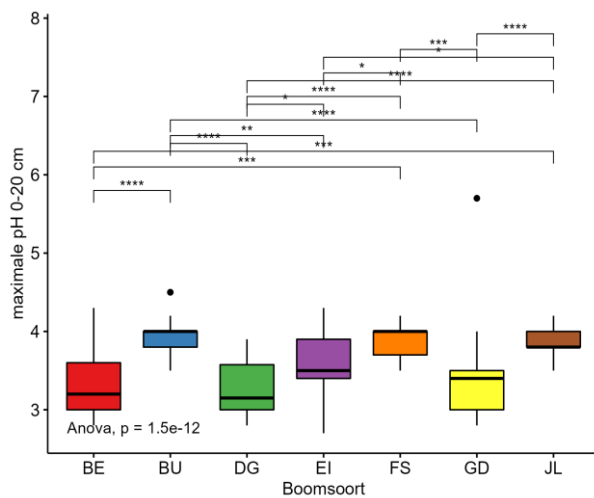
**Figuur 3.4** Verdeling van de locaties over pH-Profieltypen.



**Figuur 3.5** Spreiding van de pH-waarden bij in dit project de meest voorkomende pH-profieltypen. De grijze band wordt bepaald door het 5- en 95% percentiel (P05 en P95) op elke diepte, de streepjeslijn geeft de mediane waarde weer.

Voor de kenmerken van de stratificatie (Boomsoort, Bodem en Vocht) en voor de humusvormen hebben wij onderzocht of pH-profielen significant verschillen. Daarvoor hebben wij een variantieanalyse uitgevoerd voor de pH-waarden in de drie diepteklassen waarbinnen de pH-profielen beoordeeld worden in tabel 2.10 (< 20 cm, 20 cm – GLG of > 20 cm). Omdat de GLG over het algemeen diep voorkomt zijn er in dit geen project geen verschillen tussen de laatste twee diepteklassen en worden alleen de waarden tot 20 cm en dieper dan 20 cm beoordeeld. Wij hebben ons hierbij beperkt tot de groepen die minimaal twee keer voorkomen. De significantie van het model per diepteklasse hebben wij steeds beoordeeld op basis van de zgn. P-waarde (p-adjust < 0,05). Voor *Boomsoort* en *Bodem en Vocht* vonden wij significante verschillen tussen groepen, maar voor de combinatie daarvan in de strata waren de verschillen niet significant. Voor de humusvormen werden ook significante verschillen gevonden, zowel op het niveau van humusvormsubgroepen als voor humusvormgroepen, hieronder behandelen wij de humusvormgroepen. Let op: de hier besproken pH-waarden betreffen de veldbepaling met indicatorstrookjes. De vergelijking met pH-metingen in het laboratorium wordt gegeven in tabel 2.9.

### Boomsoort



**Figuur 3.6** Boxplots met de verschillen tussen Clusters Boomsoort voor de maximale pH per diepteklasse, voor zover de verschillen in een diepteklasse significant zijn. Naast de P-waarde voor het totale model, zijn voor zover aanwezig, significante verschillen tussen Clusters Boomsoort onderling aangegeven: \*\*\*\* = Zeer sterk significant ( $P < 0,001$ ); \*\* = Sterk significant ( $P = 0,001 - 0,01$ ); \* = Significant ( $P = 0,01 - 0,05$ ). Be = berk, BU = beuk, DG = Douglasspar, EI = Eik, FS = Fijnspar, GD = Grove den, JL = Japanse lariks.

**Tabel 3.5** Vergelijking van de pH-waarden in de laag 0-20 cm op locaties met verschillende boomsoorten. Voor de afkorting van de boomsoorten zien tabel 3.5. De boomsoorten zijn gesorteerd op basis van oplopende pH-waarden (P50). P05 t/m P95 geven de percentielen van de waarnemingen per boomsoort (P50 = mediaan). In de laatste 7 kolommen is de significantie van de paarsgewijze verschillen aangegeven.

Boomsoort	Aantal locaties	P05	P50	P95	DG	BE	GD	EI	JL	BU	FS
DG	30	2,95	3,15	3,85	.	ns	ns	*	***	***	***
BE	17	2,88	3,2	3,82	ns	.	ns	ns	***	***	***
GD	49	2,84	3,4	4	ns	ns	.	ns	***	***	***
EI	47	2,93	3,5	4	*	ns	ns	.	*	**	*
JL	20	3,5	3,8	4,01	***	***	***	*	.	ns	ns
BU	20	3,5	4	4,22	***	***	***	**	ns	.	ns
FS	15	3,64	4	4,06	***	***	***	*	ns	ns	.

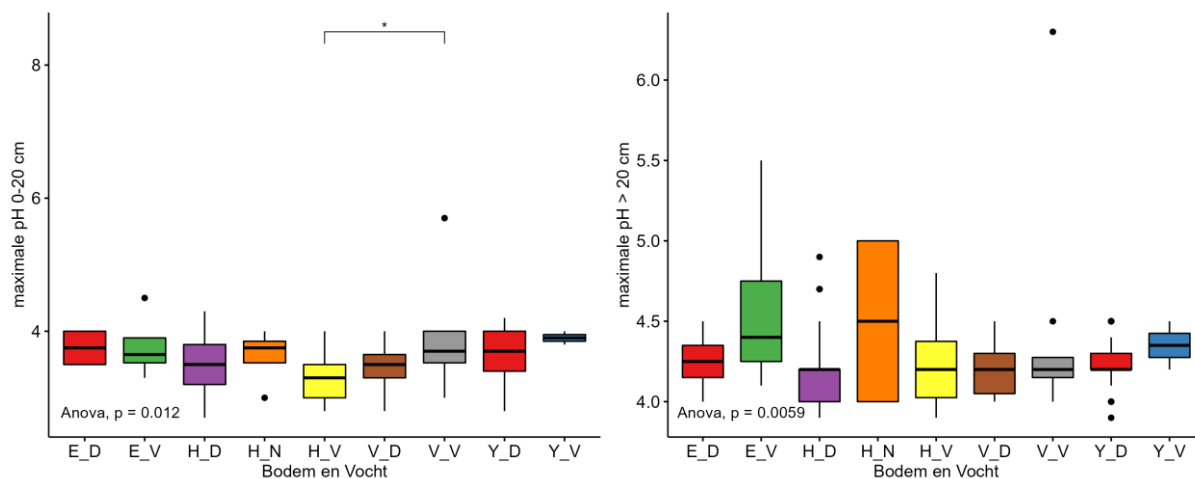
In figuur 3.6 en tabel 3.5 zijn de pH-waarden vergeleken voor de boomsoorten. Alleen in de laag tot 20 cm - mv. verschillen deze met  $P = 1.5e-12$ , zeer sterk significant). Omdat alleen de waarden in de bovengrond verschillen, lijkt het erop dat hier sprake is van een verschil onder invloed van de boomsoort. Boomsoorten verschillen in de aard van het strooisel (strooiselkwaliteit) wat gevolgen heeft voor de afbreekbaarheid en de

zuurvorming bij die afbraak (Hommel et al. 2007). Anderzijds heeft de zuurgraad van de bodem ook invloed op de geschiktheid van een groeiplaats voor boomsoorten (Ten Cate et al. 1995B, van Delft et al. 2017), maar dan zou dat tot uiting moeten komen in de pH-waarden dieper dan 20 cm – mv., wat niet het geval is. Er zijn drie groepen te onderscheiden:

- Douglasspar, berk en grove den hebben de laagste pH-waarden met een mediane waarde tussen 3,15 en 3,4 en een spreiding (P05 – P95) van 2,8 tot 4. Deze verschillen allemaal zeer sterk significant van de waarden voor de groep JL, BU en FS;
- Japanse lariks, beuk en fijnspar hebben de hoogste pH-waarden met een mediane waarde tussen 3,8 en 4 en een spreiding (P05 – P95) van 3,5 tot 4,2. Deze verschillen allemaal zeer sterk significant van de waarden voor de groep Douglasspar, berk en grove den;
- Zomereik neemt een tussenpositie in met een relatief grote spreiding en is (sterk) significant lager dan de tweede groep en significant hoger dan Douglasspar.

De relatief lage pH-waarden voor berk zijn opvallend omdat deze soort vaak gerekend wordt tot de boomsoorten met een relatief gunstig strooisel. Kennelijk is de afbreekbaarheid van berkenstrooisel wel goed, maar wordt daar toch relatief veel zuur bij geproduceerd. Aan de andere kant horen beuk en Japanse lariks bij de soorten met slecht verteerbaar strooisel, maar betekent dat niet automatisch dat dit tot extra verzuring leidt.

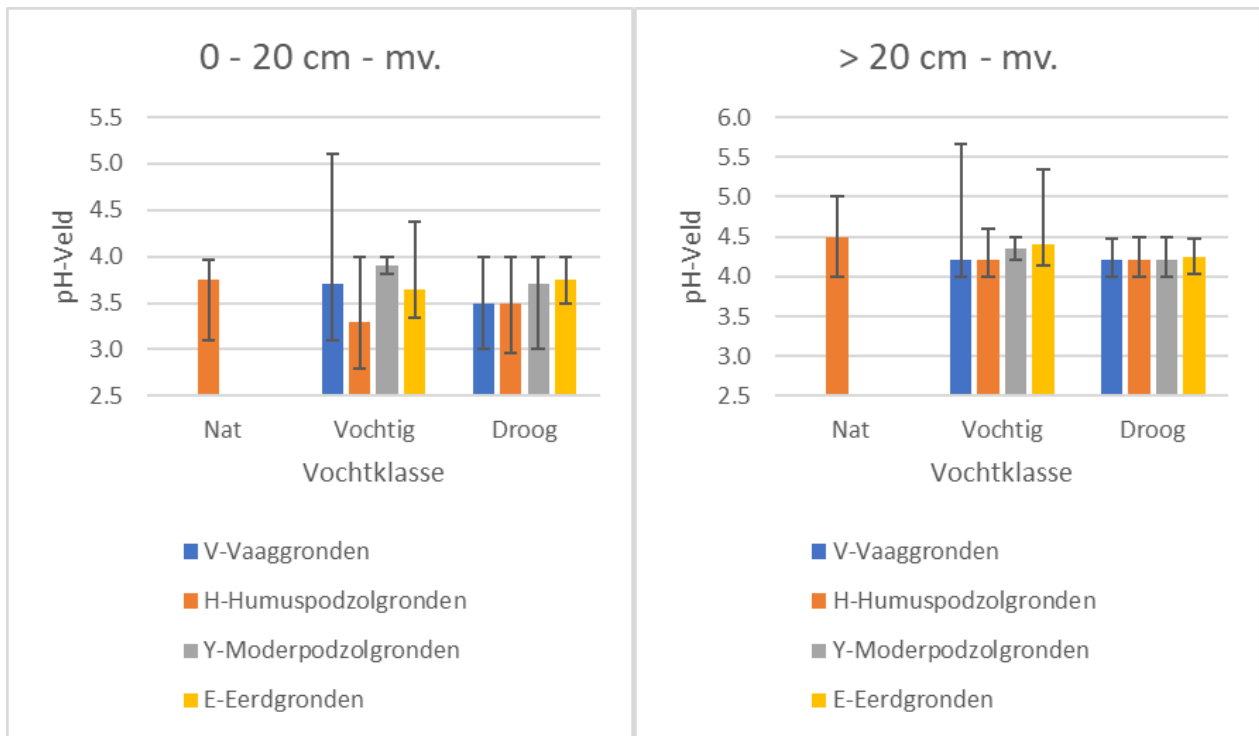
### Bodem en Vocht



**Figuur 3.7** Boxplots met de verschillen tussen Clusters Bodem en Vocht voor de maximale pH per diepteklasse, voor zover de verschillen in een diepteklasse significant zijn. Naast de P-waarde voor het totale model, zijn voor zover aanwezig, significante verschillen tussen Clusters Bodem en Vocht onderling aangegeven: \*\*\* = Zeer sterk significant ( $P < 0,001$ ); \*\* = Sterk significant ( $P = 0,001 - 0,01$ ); \* = Significant ( $P = 0,01 - 0,05$ ).

De pH-profielen verschillen significant voor een aantal Clusters Bodem en Vocht, maar de verschillen zijn veel minder duidelijk dan voor de boomsoorten. Het grootste verschil wordt gevonden in de laag dieper dan 20 cm - mv. Met  $P = 0,0059$  zijn de verschillen sterk significant. De verschillen in de laag tot 20 cm - mv. zijn significant ( $P = 0,012$ ). Paarsgewijze verschillen zijn bijna nergens significant. Alleen voor de klasse V\_V (Vaaggronden vochtig) geldt dat de pH ondieper dan 20 cm met een mediane waarde 3,7 significant hoger is dan bij H\_V (Humuspodzolgronden vochtig) met mediane waarde 3,3. Hoewel de paarsgewijze verschillen niet significant zijn, zijn er wel verschillen tussen bodemtypen in de droge bodems voor 0-20 cm en in de vochtige bodems voor dieper dan 20 cm. In beide groepen zijn de pH-waarden voor vaaggronden en humuspodzolgronden wat lager dan voor moderpodzolgronden en eerdgronden (figuur 3.8). Voor humuspodzolgronden lijken de pH-waarden in de bovengrond bij natte groeiplaatsen wat hoger dan bij vochtige of droge groeiplaatsen.

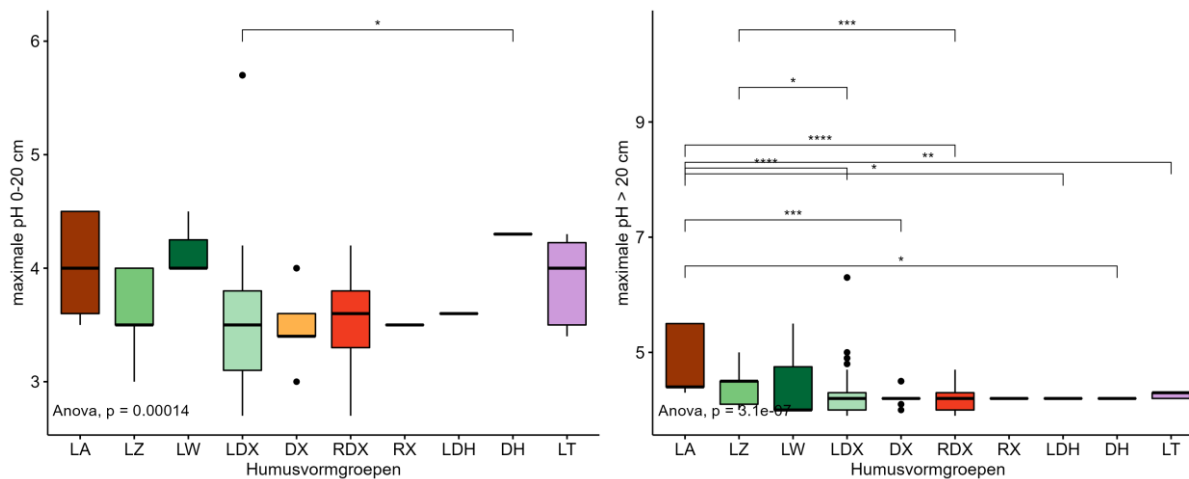




**Figuur 3.8** Mediane pH-waarden per klasse Bodem en Vocht in twee diepteklassen. De foutbalken worden bepaald door de spreiding van P05 tot P95.

### Humusvormgroepen

De pH-profielen verschillen significant voor een aantal Humusvormgroepen. Het grootste verschil wordt gevonden in de laag dieper dan 20 cm - mv. Met  $P = 3,1e-07$  zijn de verschillen zeer sterk significant. De verschillen in de laag tot 20 cm - mv. zijn zeer sterk significant ( $P = 0,00014$ ). Bij paarsgewijze vergelijking is in de bovengrond tot 20 cm alleen een significant verschil gevonden tussen *Schraalhydromoder* DH en *Xeromullmoder* LDX. Voor de pH in de ondergrond (> 20 cm) zijn meer paarsgewijze verschillen gevonden (tabel 3.6). Deze volgen in grote lijn de mate van strooiselafbraak in de humusvormgroepen. De laagste pH-waarden worden gevonden in *Xeromormoder* (RDXR), *Xeromoder* (DX) en *Xeromullmoder* (LDX). De mediane waarde is hier steeds 4.2 en ook de spreiding (P05 – P95) verschil onderling zeer weinig. Deze humusvormgroepen verschillen allen zeer sterk significant van de *Akkermull* (LA). Ten opzichte van de *Zandmull* (LZ) verschilt alleen de RDX zeer sterk significant en LDX significant. De *Turbomull* (LT) verschilt alleen sterk significant van LA en komt qua pH-bereik eerder overeen met de zuurdere groepen, waaruit deze humusvorm meestal ontstaan zal zijn. De mediaan ligt net iets hoger dan bij RDX, DX en LDX, maar dat verschil is niet significant. Hoewel de LT in de bovengrond nergens significant verschilt van andere humusvormgroepen, lijkt de pH in de bovengrond vaak wel meer overeen te komen met de mull-humusvormen (figuur 3.9). Dat kan een gevolg zijn van de wroetactiviteit van de wilde zwijnen.



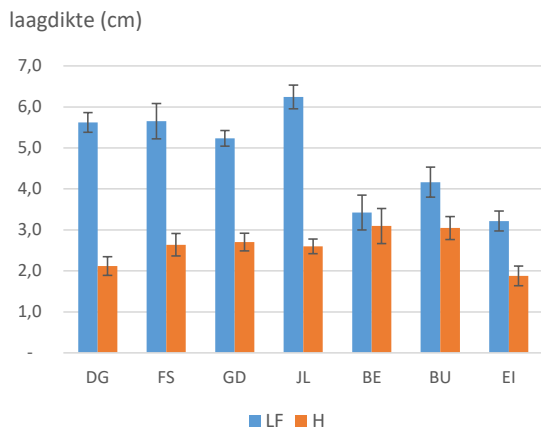
**Figuur 3.9** Boxplots met de verschillen tussen Humusvormgroepen voor de maximale pH per diepteklasse, voor zover de verschillen in een diepteklasse significant zijn. Naast de P-waarde voor het totale model, zijn voor zover aanwezig, significante verschillen tussen Humusvormgroepen onderling aangegeven: \*\*\* = Zeer sterk significant ( $P < 0,001$ ); \*\* = Sterk significant ( $P = 0,001 - 0,01$ ); \* = Significant ( $P = 0,01 - 0,05$ ). De codes voor de humusvormgroepen staan in tabel 3.4.

**Tabel 3.6** Vergelijking van de pH-waarden in de laag dieper dan 20 cm voor verschillende humusvormgroepen. De codes voor de humusvormgroepen staan in tabel 3.4. De humusvormgroepen zijn gesorteerd op basis van oplopende pH-waarden (P50). P05 t/m P95 geven de percentielen van de waarnemingen per humusvormgroep (P50 = mediaan). In de laatste 8 kolommen is de significantie van de paarsgewijze verschillen aangegeven.

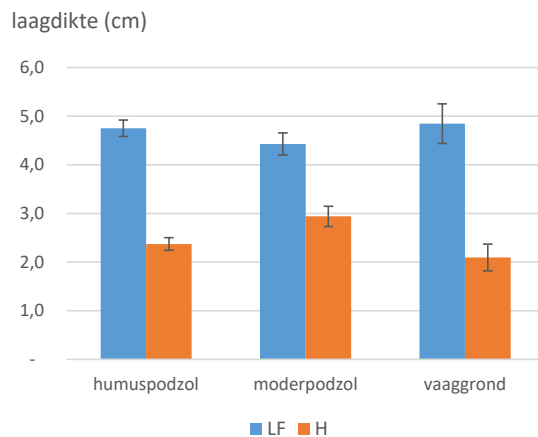
Humusvormgroep	Aantal	P05	P50	P95	RDX	DX	LDX	LT	LA	LZ
RDX	247	4,0	4,2	4,5	.	ns	ns	ns	***	***
DX	14	4,1	4,2	4,5	ns	.	ns	ns	***	ns
LDX	285	4,0	4,2	4,6	ns	ns	.	ns	***	*
LT	10	4,2	4,3	4,3	ns	ns	ns	.	**	ns
LA	5	4,3	4,4	5,5	***	***	***	**	.	ns
LZ	22	4,0	4,5	5,0	***	ns	*	ns	ns	.

## 3.2 Dikte van de strooisellagen

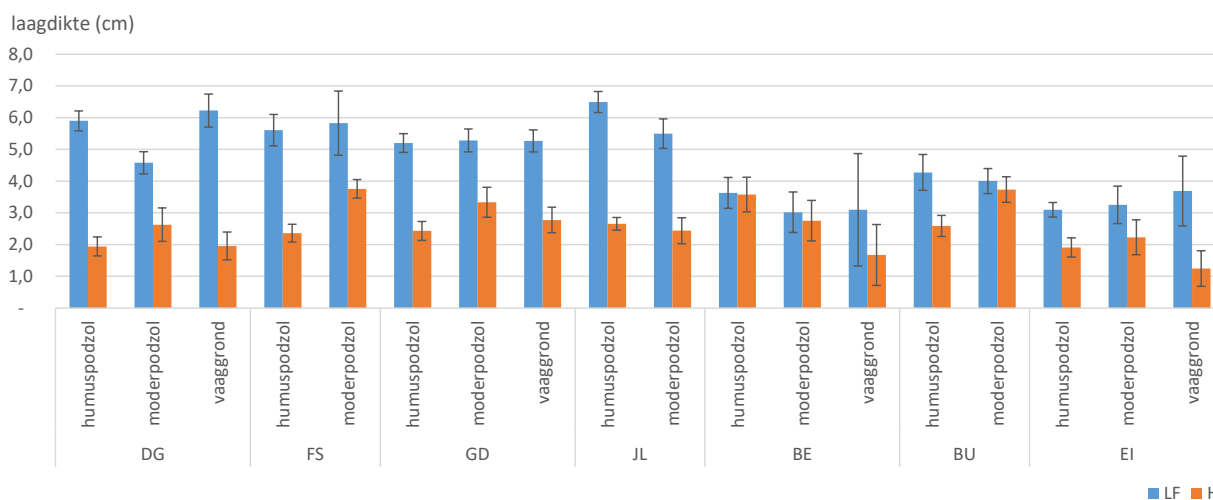
De dikte van de strooisellagen bedraagt voor de vier hoofdboomsoorten gemiddeld 4,7 cm voor de LF-laag en 2,5 cm voor de H-laag (totaal 7,2 cm voor de FLH laag). De naaldboomsoorten hebben een duidelijk dikkere LF-laag dan de loofboomsoorten (figuur 3.10). De verschillen tussen de bodemtypen zijn minder duidelijk. Gemiddeld hebben de moderpodzolen een dunnere LF-laag en een dikkere H-laag (figuur 3.11, figuur 3.12). Overigens betreft het hier de boomsoorten en bodemtypen in de stratificatie, volgens de NFI-gegevens. Met name de bodemtypen kunnen nog weleens afwijken van de situatie in het veld.



**Figuur 3.10** Gemiddelde dikte van de LF-laag en de H-laag, met de standaardfout, voor grove den (GD), Douglasspar (DG), Japanse lariks (JL), fijnspar (FS), eik (EI) berk (BE) en beuk (BU).



**Figuur 3.11** Gemiddelde dikte van de LF-laag en de H-laag, met de standaardfout, voor drie bodemtypen.



**Figuur 3.12** Gemiddelde dikte van de LF-laag en de H-laag, met de standaardfout, voor de combinaties van de boomsoorten grove den (GD), Douglasspar (DG), Japanse lariks (JL), fijnspar (FS), eik (EI) berk (BE) en beuk (BU), met bodemtypen.

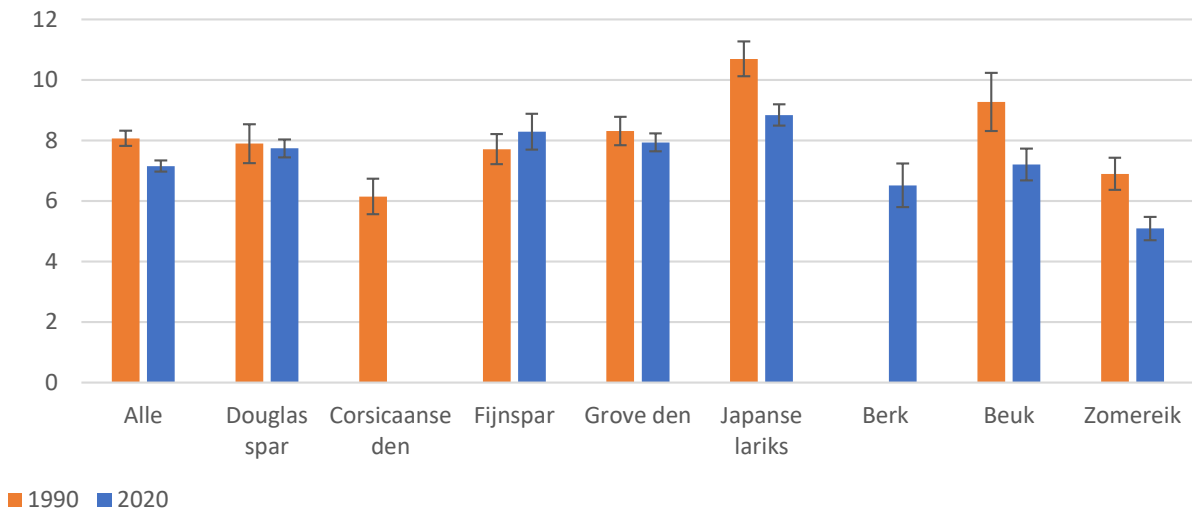
### Vergelijking met 1990

In het algemeen zijn de diktes van de LF-laag die in 2020-2021 zijn gemeten lager dan die in 1990 (tabel 3.7, figuur 3.13), terwijl die van de H-laag hoger is. De totale laagdikte (LFH) is vooral bij Japanse lariks, zomereik en beuk lager dan in 1990. Het is niet helemaal duidelijk hoe in 1990 het onderscheid tussen F- en H-laag is gemaakt. In 1990 is wellicht alleen de Hh-laag als H is aangewezen, terwijl nu ook de Hr-laag is meegenomen bij de H-laag. De wijze van monsternamen kan een effect hebben gehad op de totale laagdikte. In 1990 werd met een cilinder van ca. 15 cm doorsnede bemonsterd, terwijl dat in dit onderzoek met een humushapper is gedaan. Deze laatste zou de LFH-laag iets kunnen indrukken, hoewel het effect daarvan beperkt lijkt.

**Tabel 3.7** Strooiseldikte (mediaan) in cm, in 1990 (De Vries en Leeters, 2001) en 2020-2021.

Boomsort	Strooiseldikte (mediaan) in cm					
	LF		H		LFH	
	1990	2020	1990	2020	1990	2020
Douglasspar	6,6	5,5	0,5	2,0	7,4	7,5
Fijnspar	7,1	5,6	1,2	2,6	8,2	8,7
Grove den	7,4	5,1	1,9	2,7	8,5	7,9
Japanse lariks	11,5	6,4	0,7	2,6	12,0	8,6
Berk	n.a.	3,2	n.a.	3,1	n.a.	7,4
Beuk	8,1	3,9	0,7	3,2	9,6	7,3
Eik	6,0	3,4	0,9	2,1	7,9	5,1

### LFH-laagdikte (cm)



**Figuur 3.13** De dikte van de strooisellagen (LF en H) gemiddeld en standaardfout (error bars) in 1990 en 2020-2021.

## 3.3 Koolstofgehalten en organischestofgehalten

De koolstofgehalten verschillen duidelijk tussen de bodemlagen. De C-gehalten in de LF-laag zijn het hoogst en bedragen gemiddeld 388 g/kg (tabel 3.8). In de H-laag zijn de C-gehalten duidelijk lager (289 g/kg), als gevolg van een verdergaande mineralisatie van de organische stof en in sommige gevallen vermenging met zand. In de minerale bovengrond (0-30 cm) van zandbodems bedragen de C-gehalten gemiddeld 26,1 g/kg, bij een organischestofgehalte van grofweg 4,6%. De C-gehalten in de minerale ondergrond (30-100 cm) van zandbodems zijn duidelijk lager (8,8 g/kg), maar gezien de massa van die laag is dit toch van wezenlijk belang voor de totale C-voorraad. Bij kleigronden zijn de C-gehalten van de bovengronden hoger dan bij zandgronden, namelijk gemiddeld 36 g/kg, maar bij de ondergronden is het verschil veel groter en bedragen de gemiddelde gehalten ruim 30 g/kg.

C-gehalten in de LF- en H-laag bij eik zijn gemiddeld lager dan bij de andere boomsoorten (tabel 3.9). De gehalten in de minerale bovengrond (0-30 cm) zijn bij berk het hoogst, wat mede kan komen doordat er meer vermenging is in de bovengrond (berk als semi-rijkstrooiselsoort).

Verschillen in gemiddelde C-gehalten in de LF- en H-laag tussen de bomentypen zijn betrekkelijk klein (tabel 3.10). Wel vallen de hogere gehalten op in de minerale bovengrond en minerale ondergrond bij humuspodzolgronden. In deze bodems vindt meer accumulatie van koolstof plaats door inspoeling ten opzichte van de moderpodzolgronden (rijker bodemleven) en de vaaggronden (jongere bodems).

Het organischestofgehalte op basis van gloeiverlies van de bovengronden van de zandgronden is gemiddeld 4,6%. Bij fijnspar en Japanse lariks zijn de organischestofgehalten gemiddeld het hoogst (5,8 resp. 5,7%), terwijl ze bij grove den gemiddeld het laagst zijn (3,8%) (tabel 3.11). Er is een duidelijk verband tussen het organischestofgehalte en het koolstofgehalte, met een regressie-coëfficiënt van 0,58 (figuur 3.14).

Er is een licht negatief verband tussen de dikte van de strooisellagen en het soortelijk gewicht ervan (figuur 3.15), terwijl er een licht positief verband is tussen de dikte van de lagen en het koolstofgehalte ervan (figuur 3.15). Voor de LF-laag is de koolstofdichtheid (massa C per liter strooisel) gemiddeld 52 g/l, voor de H laag 71 g/l en voor de LFH laag 57 g/l. Er blijkt geen wezenlijk verband tussen de dikte van de strooisellagen en de dichtheid aan koolstof ervan.

**Tabel 3.8** Koolstofgehalten, gemiddeld, mediaal en 5%- en 95%-percentiel van de LF-laag, de H-laag, de minerale bovengrond (0-30 cm) en minerale ondergrond (30-100 cm).

	Gehalte C (g/kg)					
	zandgrond				kleigrond	
	LF	H	0-30 cm	30-100 cm	0-30 cm	30-100 cm
5% percentiel	216	155	6,6	1,8	18,5	12,3
Mediaan	408	293	24,1	6,0	37,3	30,2
Gemiddeld	388	289	26,1	8,8	36,0	30,4
95% percentiel	491	416	52,9	21,3	50,3	46,2

**Tabel 3.9** Gemiddelde koolstofgehalten van de LF-laag, de H-laag, de minerale bovengrond (0-30 cm) en minerale ondergrond (30-100 cm) per boomsoort.

Boomsoort	Gehalte C (g/kg)			
	LF	H	0-30 cm	30-100 cm
Douglasspar	409	262	23,6	9,1
Fijnspar	410	357	42,0	10,2
Grove den	426	317	20,9	6,9
Japanse lariks	419	340	37,4	12,7
Berk	391	266	29,3	7,0
Beuk	376	288	33,6	10,1
Zomereik	314	228	25,9	8,4
Eik klei			31,1	38,4
Es			40,6	28,0
Populier			33,4	27,6

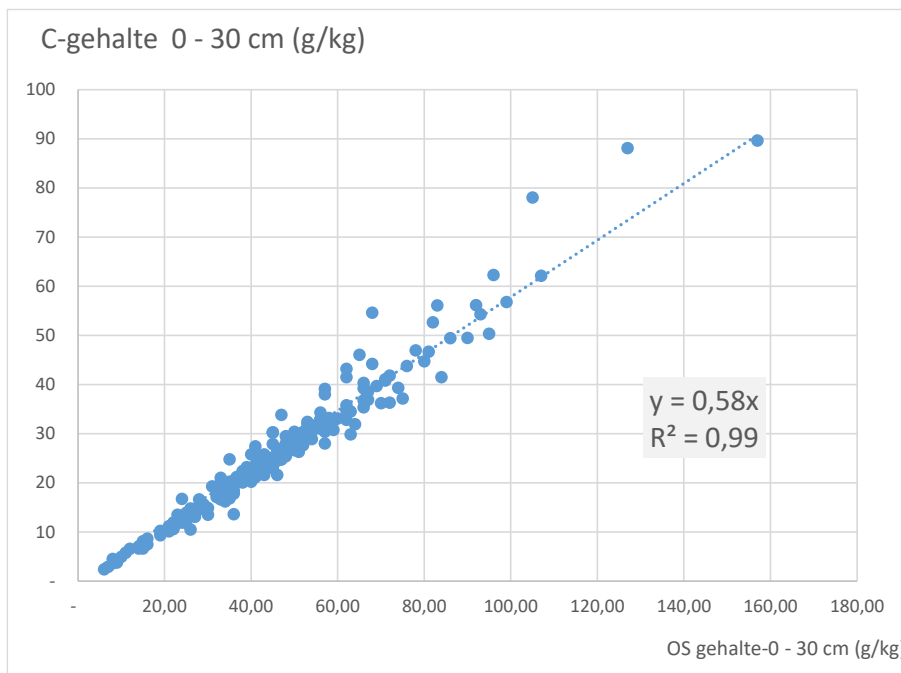
**Tabel 3.10** Gemiddelde koolstofgehalten van de LF-laag, de H-laag, de minerale bovengrond (0-30 cm) en minerale ondergrond (30-100 cm), per bodemtype.

Bodemtype	Gehalte C (g/kg)			
	LF	H	0-30 cm	30-100 cm
Humuspodzolgrond	400	299	32,3	10,7
Moderpodzolgrond	360	263	23,2	4,9
Vaaggrond	381	293	15,5	6,9
Zeeklei			36,1	31,9
Rivierklei			35,7	24,1

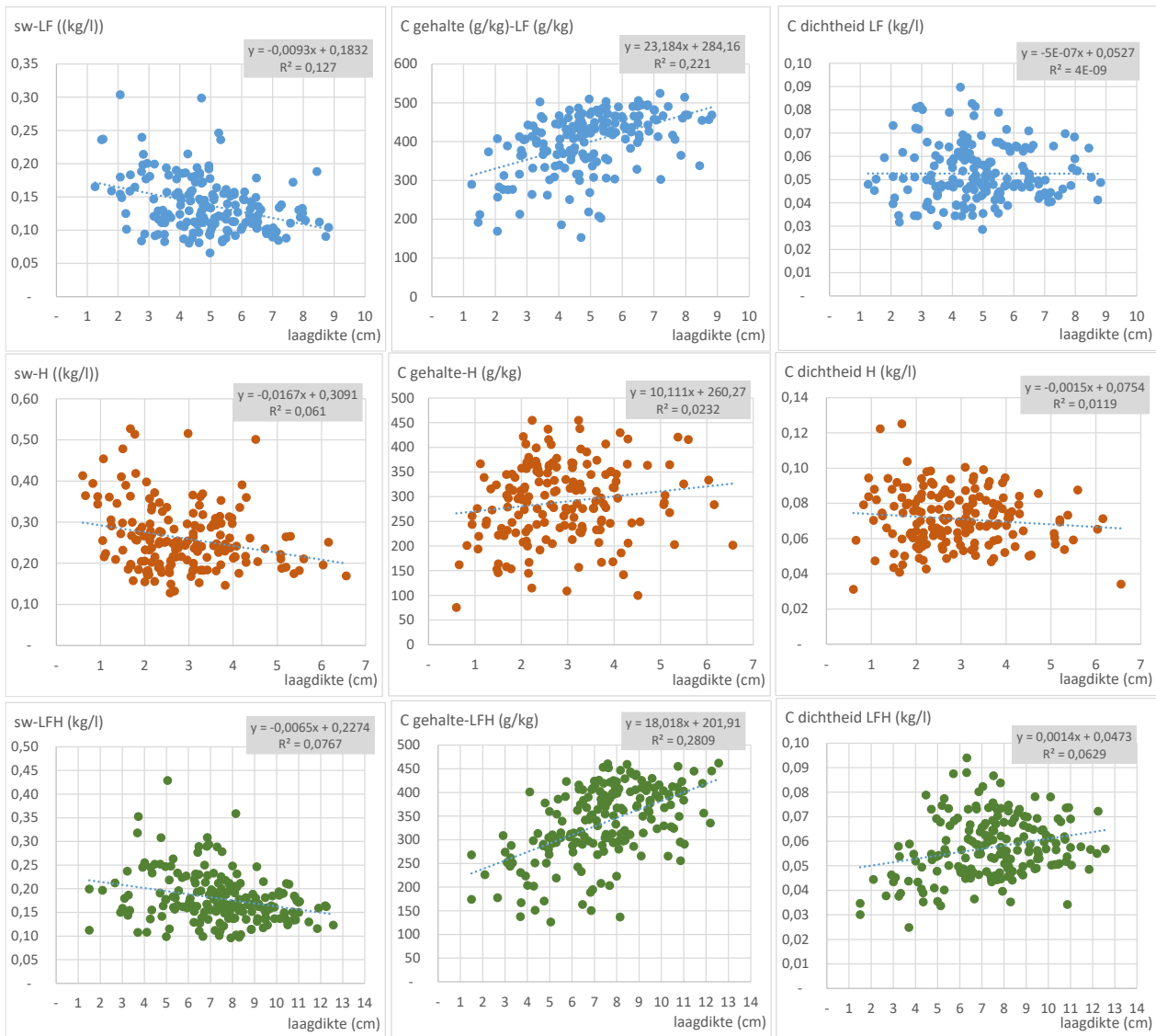


**Tabel 3.11** Gemiddelde organischestofgehalten (%) van de minerale bovengrond (0-30 cm) per boomsoort.

Boomsoort	Organischestofgehalte (%)
	0-30 cm
Douglasspar	4,2
Fijnspar	5,8
Grove den	3,8
Japanse lariks	5,7
Berk	5,0
Beuk	4,5
Zomereik	4,7
Eik klei	5,4
Es	7,0
Populier	5,8



**Figuur 3.14** Verband tussen het organischestofgehalte (in g/kg) en het koolstofgehalte (C, in g/kg).



**Figuur 3.15** Verband tussen de dikte van de strooisellagen LF (boven), H (midden) en LFH samen (onder) en het soortelijk gewicht (sw, links), het koolstofgehalte (midden) en de koolstofdichtheid (rechts) ervan.

### Vergelijking met 1990

De koolstofgehalten in de LFH-lagen zijn in de steekproef van 2020-2021 gemiddeld 335 g/kg tegenover 374 g/kg in de steekproef van 1990, ofwel 10% lager. Dit geldt voor alle boomsoorten (tabel 3.12). In de minerale bovengrond zijn de koolstofgehalten in de steekproef van 2020-2021 gemiddeld juist 64% hoger dan in de steekproef van 1990.

**Tabel 3.12** Koolstofgehalten in zandgronden (gemiddeld en standaard fout (s.e.), in ton C/ha) in de LFH-laag en minerale bovengrond in 1990 (data De Vries en Leeters, 2001) en 2020-2021 (deze rapportage).

Boonsoort	koolstofgehalten (g/kg)							
	LFH				minerale bovengrond (0 - 30 cm)			
	1990		2020-2021		1990		2020-2021	
	gem.	s.e.	gem.	s.e.	gem.	s.e.	gem.	s.e.
Alle	374	5,9	335	5,5	16,9	0,9	27,8	1,1
Douglasspar	378	27,8	343	11,1	16,6	2,4	23,6	1,6
Corsicaanse den	347	20,0	-	-	11,3	2,1	-	-
Fijnspar	405	8,7	383	11,9	21,2	2,6	42,0	2,7
Grove den	383	8,8	369	7,4	13,9	1,3	20,9	1,8
Japanse lariks	432	11,9	383	14,4	19,5	2,3	37,4	3,4
Berk	-	-	305	15,5	-	-	29,3	4,8
Beuk	369	14,0	326	18,9	17,7	2,5	33,6	2,6
Zomereik	320	12,7	266	11,4	22,9	3,1	25,9	2,4

### 3.4 Koolstofvoorraden

De koolstofvoorraden in de bodem, gesommeerd over de strooisellaag en het pakket tot 100 cm -mv, bedragen gemiddeld voor de zandgronden 229 ton C/ha (tabel 3.13). Het grootste deel daarvan, 101 ton C/ha, zit in de minerale bovengrond, terwijl 86 ton C/ha in de minerale ondergrond zit. De gezamenlijke voorraad in de strooisellaag is gemiddeld 42 ton C/ha, waarvan 24 ton C/ha in de LF en 17 ton C/ha in de H-laag. De koolstofvoorraad van kleigronden is duidelijk hoger, namelijk 414 ton C per ha. Dat komt vooral door een aanzienlijk hogere voorraad in de ondergrond, die op diverse locaties een venige laag heeft. Als de ondergrond buiten beschouwing wordt gelaten, is de voorraad bij zandgronden met gemiddeld 143 ton C per ha hoger dan bij kleigronden (132 ton C per ha).

Gemiddeld zijn de voorraden op zandgronden het hoogst bij Douglas, wat vooral komt door hoger dan gemiddelde voorraden in de LF-laag (tabel 3.14). Bij grove den zijn de voorraden gemiddeld het laagst, door lager dan gemiddelde voorraden in de minerale bovengrond en minerale ondergrond. Humuspodzolgronden hebben duidelijk grotere C-voorraden dan de andere twee zandgronden (tabel 3.15), wat een direct gevolg is van de hogere C-gehalten in de minerale bovengrond en minerale ondergrond (paragraaf 3.3). Ook binnen de combinaties van boomsoort en bodemtype hebben binnen een boomsoort de humuspodzolgronden steeds de hoogste koolstofvoorraad (**figuur 3.16**). De gemiddelde voorraden koolstof in de LF- en H-lagen verschillen niet wezenlijk tussen de drie zandgronden en bedragen grofweg 40 ton per ha. Natte bodems hebben gemiddeld een hogere C-voorraad dan vochtige of droge bodems, wat vooral komt door hogere voorraden ervan in de minerale bovengrond en minerale ondergrond (figuur 3.17).

**Tabel 3.13** Koolstofvoorraden, gemiddeld, mediaal en 5%- en 95%-percentiel, van de LF-laag, de H-laag, de minerale bovengrond (0-30 cm) en minerale ondergrond (30-100 cm).

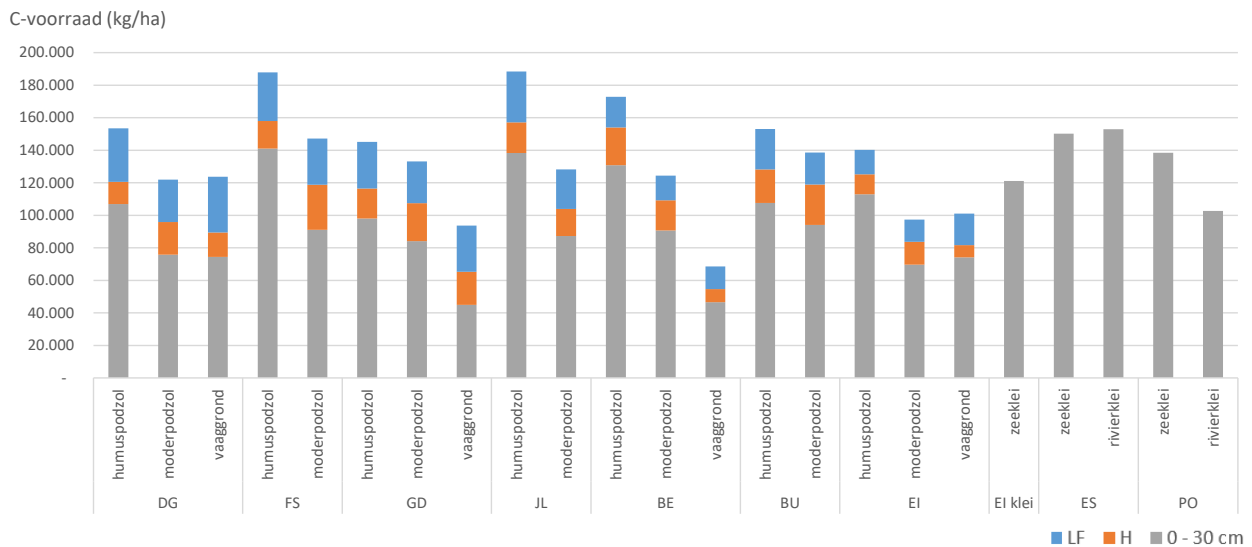
	Voorraad C (kg per ha)					
	zandgrond				kleigrond	
	LF	H	0-30 cm	30-100 cm	0-30 cm	30-100 cm
5%-percentiel	6.540	-	29.240	19.091	78.335	118.812
Mediaan	24.165	17.265	96.163	61.287	142.729	284.926
Gemiddeld	24.370	17.363	99.866	85.367	136.894	284.233
95%-percentiel	43.095	34.910	185.446	200.176	180.346	427.020

**Tabel 3.14** Gemiddelde koolstofvoorraden van de LF-laag, de H-laag, de minerale bovengrond (0-30 cm) en minerale ondergrond (30-100 cm) per boomsoort.

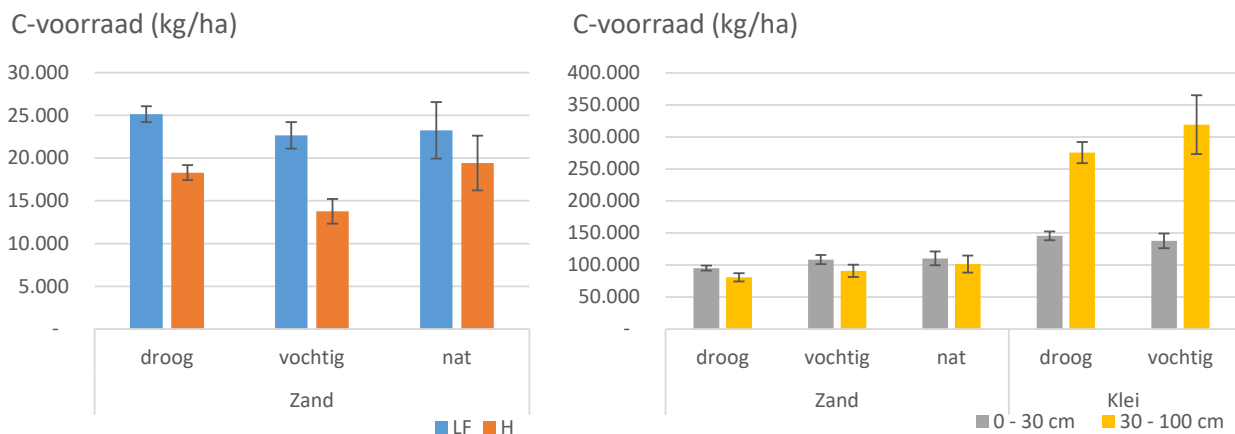
Boomsoort	Voorraad C (kg per ha)				
	LF	H	0-30 cm	30-100 cm	totaal
Douglasspar	31.380	15.653	92.557	87.142	226.732
Fijnspar	29.541	19.092	131.043	100.132	279.808
Grove den	28.008	19.941	81.871	69.003	198.823
Japanse lariks	29.557	18.233	125.582	121.617	294.988
Berk	17.352	19.706	108.872	70.066	215.997
Beuk	22.806	22.285	102.215	94.664	241.971
Zomereik	15.378	11.994	97.915	82.347	207.635
Eik klei	-	-	121.060	353.597	474.658
Es	-	-	150.884	263.797	414.681
Populier	-	-	129.533	260.308	389.841

**Tabel 3.15** Gemiddelde koolstofvoorraden van de LF-laag, de H-laag, de minerale bovengrond (0-30 cm) en minerale ondergrond (30-100 cm), per bodemtype.

Bodemtype	Voorraad C (kg per ha)				
	LF	H	0-30 cm	30-100 cm	totaal
Humuspodzolgrond	25.124	16.841	115.850	103.740	261.555
Moderpodzolgrond	21.491	20.334	82.533	49.009	173.367
Vaaggrond	25.893	14.671	58.744	65.685	164.993
Zeeklei	-	-	137.914	298.549	436.464
Rivierklei	-	-	132.812	226.965	359.777



**Figuur 3.16** Gemiddelde koolstofvoorraden van de LF-laag, de H-laag, de minerale bovengrond (0-30 cm), voor de combinaties van de boomsoorten grove den (GD), Douglas (DG), Japanse lariks (JL), fijnspar (FS), eik (EI) berk (BE) en beuk (BU), eik op kleigrond (Ei klei), es en populier (POP) en de bodemtypen.



**Figuur 3.17** Gemiddelde koolstofvoorraden van de LF-laag, de H-laag, de minerale bovengrond (0-30 cm) en minerale ondergrond (30-100 cm) met de standaardfout voor het totaal, voor drie vochtclassen.

### Vergelijking met 1990

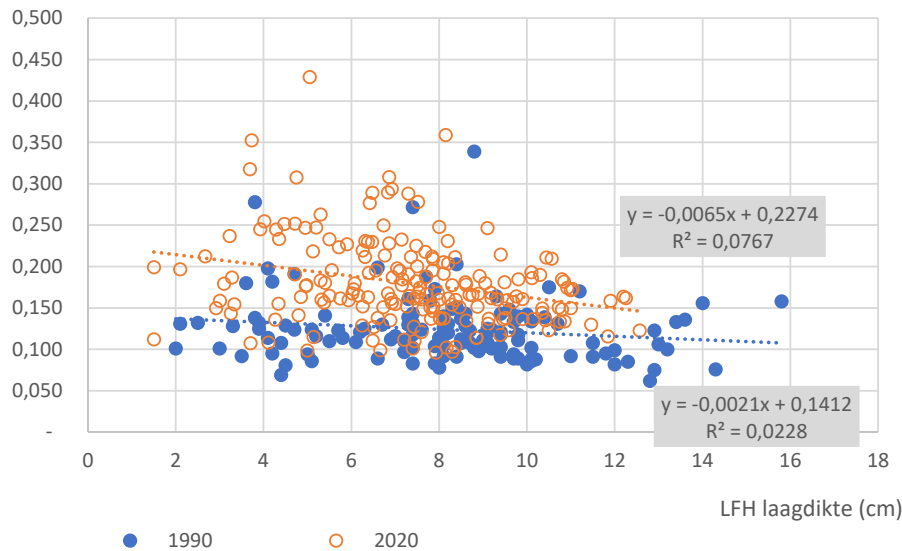
De koolstofvoorraden in de steekproef van 2020-2021 zijn gemiddeld hoger dan in 1990 gemeten is (tabel 3.16). Het verschil bedraagt 5,0 ton C per ha voor de strooisellagen en 34,2 ton C per ha voor de minerale bovengrond. Binnen de boomsoorten zijn enkele opvallende verschillen te zien tussen de beide steekproeven. Vooral bij fijnspar, Japanse lariks en beuk zijn de verschillen tussen de steekproeven groot. Een regressieanalyse (zie Bijlage 3) laat zien dat, wanneer rekening wordt gehouden met de weging en effecten van boomsoort en bodemtype, het verschil in koolstofvoorraden tussen de twee steekproeven 5,1 ton bedraagt voor de LFH-lagen en 9,8 ton per ha voor de bovengrond. Dit impliceert toenames van 0,17 ton C per ha per jaar voor de LFH-lagen en 0,32 ton C per ha per jaar voor de bovengrond.

De grotere koolstofvoorraden in de strooisellagen in de steekproef van 2020-2021 ten opzichte van die van 1990 is ondanks de kleinere dikte van die lagen (paragraaf 3.2). Het soortelijk gewicht van de strooisellagen en van de strooisellagen is in 2020-2021 met 0,18 kg/l echter duidelijk hoger dan in 1990 (0,12 kg/l, zie ook figuur 3.18), terwijl het koolstofgehalte (per droge massa) in de steekproef van 1990 beperkt hoger is (paragraaf 3.3).

**Tabel 3.16** Koolstofvoorraden in zandgronden (gemiddeld en standaard fout (s.e.), in ton C/ha) in de LFH-laag en minerale bovengrond in 1990 (data De Vries en Leeters, 2001) en 2020-2021 (deze rapportage). De C-gehalten voor de bovengrond zijn conform paragraaf 3.3 gebaseerd op 58% koolstof in organische stof.

Boomsort	koolstofvoorraden (1000*kg/ha)							
	LFH				minerale bovengrond (0 - 30 cm)			
	1990		2020-2021		1990		2020-2021	
	gem.	s.e.	gem.	s.e.	gem.	s.e.	gem.	s.e.
Alle	36,8	1,42	41,7	1,27	81,8	3,85	99,9	3,29
Douglasspar	35,4	3,46	47,0	2,05	83,9	11,16	92,6	5,65
Corsicaanse den	22,2	2,70	-	-	54,8	8,83	-	-
Fijnspar	38,6	2,71	48,6	3,86	103,3	10,54	116,0	9,95
Grove den	40,1	2,68	47,9	2,41	69,0	5,83	81,9	6,47
Japanse lariks	41,9	1,48	47,8	2,33	92,2	10,74	128,6	10,49
Berk	-	-	37,1	4,55	-	-	108,9	14,67
Beuk	45,1	6,26	45,1	3,93	85,0	9,12	110,5	7,93
Zomereik	31,5	3,39	27,4	2,59	106,3	12,90	97,9	7,20

sw LFH (kg/liter)

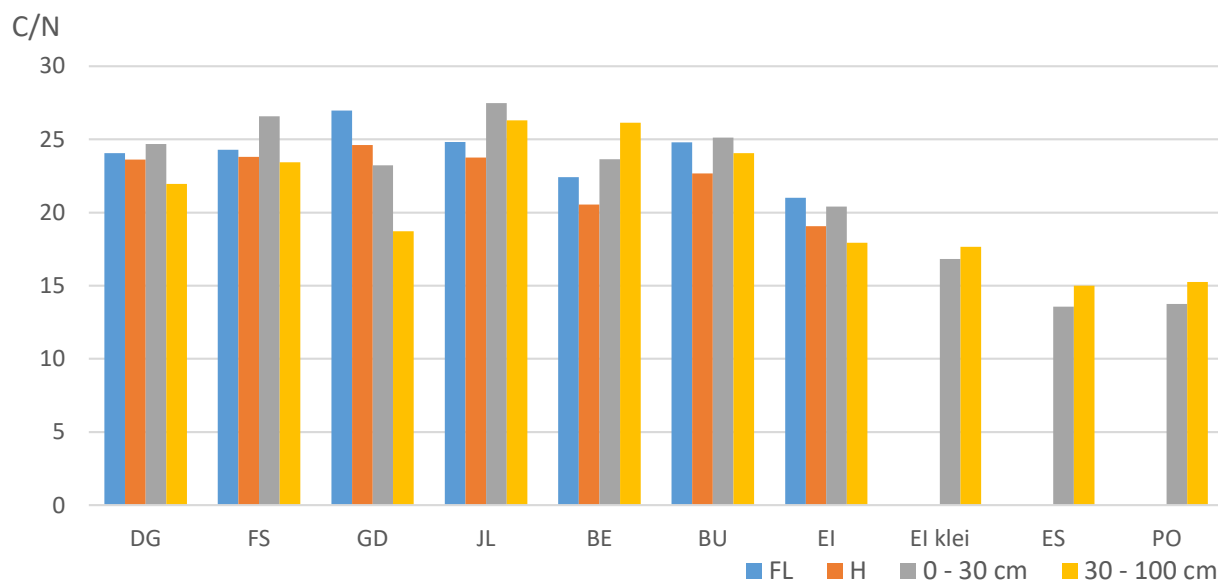


**Figuur 3.18** Verband tussen de dikte van de strooisellagen (LF en H) en het soortelijk gewicht (sw) ervan, in 1990 en 2020-2021.

### 3.5 Stikstofgehalten en -voorraden

De C/N-verhoudingen verschillen in beperkte mate tussen de bodemlagen en boomsoorten (figuur 3.19). Gemiddeld is bij zandgronden de C/N-verhouding in de LF-laag het hoogst, namelijk 24,2, terwijl deze in de ondergrond met 21,3 gemiddeld het laagst is. De gemiddelde C/N-verhouding van de bovengrond bedraagt 23,7. De laagste gemiddelde C/N-verhoudingen werden gevonden in de ondergrond bij eik (18) en grove den (19), terwijl de LF-laag van grove den en de bovengrond van lariks gemiddeld de hoogste waarde hebben (27). De C/N-verhoudingen in de LF, H en minerale ondergrond zijn bij eik gemiddeld lager dan bij de andere boomsoorten. Opvallend is dat bij berk de hoogste gemiddelde C/N-verhoudingen werden gevonden in de minerale ondergrond, terwijl de ondergrond bij andere boomsoorten juist veelal een lagere C/N-verhouding heeft dan de andere lagen. Bij kleigronden zijn de C/N-verhoudingen duidelijk lager dan bij de zandgronden, namelijk gemiddeld tussen 13,7 en 17,7.





**Figuur 3.19** C/N-verhouding van de LF-laag, de H-laag, de minerale bovengrond (0-30 cm) en minerale ondergrond (30-100 cm) voor de boomsoorten grove den (GD), Douglas (DG), Japanse lariks (JL), fijnspar (FS), eik (EI) berk (BE) en beuk (BU), eik op kleigrond (Ei klei), es en populier (POP).

De stikstofgehalten zijn gemiddeld het hoogst in de humuslagen, namelijk gemiddeld 16,1 g/kg in de LFH laag en 12,7 g/kg in de H laag (tabel 3.17). De gehalten van de minerale bodem zijn bij kleigronden duidelijk hoger dan bij zandgronden. De verschillen in stikstofgehalten tussen boomsoorten zijn gemiddeld betrekkelijk klein (tabel 3.18). De stikstofgehalten zijn voor de LF-laag bij berk, Douglasspar en fijnspar gemiddeld hoger dan bij de andere boomsoorten. Van de H-laag zijn de gehalten voor Douglasspar (maar ook voor eik) juist lager dan gemiddeld. Bij de bovengrond zijn de gehalten bij fijnspar eveneens hoger dan gemiddeld. Op de kleigronden zijn de gehalten bij es hoger dan bij eik en populier. Opvallend is verder dat de stikstofgehalten bij humuspodzolgronden in alle bodemlagen hoger zijn dan bij de andere twee zandgronden (tabel 3.19).

**Tabel 3.17** Stikstofgehalten, gemiddeld, mediaan en 5%- en 95%-percentiel, van de LF-laag, de H-laag, de minerale bovengrond (0-30 cm) en minerale ondergrond (30-100 cm).

	Gehalte N (g/kg)					
	zandgrond				kleigrond	
	LF	H	0-30 cm	30-100 cm	0-30 cm	30-100 cm
5%-percentiel	9,5	7,4	0,38	0,13	1,54	0,95
Mediaan	16,6	12,9	0,98	0,33	2,55	1,86
Gemiddeld	16,1	12,7	1,09	0,39	2,60	1,94
95%-percentiel	20,6	18,0	2,01	0,77	3,74	3,48

**Tabel 3.18** Gemiddelde stikstofgehalten van de LF-laag, de H-laag, de minerale bovengrond (0-30 cm) en minerale ondergrond (30-100 cm) per boomsoort.

	Gehalte N (g/kg)			
	LF	H	0-30 cm	30-100 cm
Douglasspar	17,1	11,2	0,98	0,39
Fijnspar	17,0	15,1	1,32	0,40
Grove den	15,9	12,9	0,85	0,34
Japanse lariks	16,8	14,3	1,21	0,46
Berk	17,6	13,0	1,16	0,30
Beuk	15,2	12,6	1,05	0,42
Zomereik	15,0	11,9	1,27	0,42
Eik klei			1,85	2,10
Es			3,11	1,91
Populier			2,46	1,85

**Tabel 3.19** Gemiddelde stikstofgehalten van de LF-laag, de H-laag, de minerale bovengrond (0-30 cm) en minerale ondergrond (30-100 cm), per bodemtype.

	Gehalte N (g/kg)			
	LF	H	0-30 cm	30-100 cm
Humuspodzolgrond	16,4	11,4	1,23	0,44
Moderpodzolgrond	14,2	10,9	0,91	0,29
Vaaggrond	14,2	8,9	0,74	0,35
Zeeklei	-	-	2,38	1,91
Rivierklei	-	-	3,46	2,06

De stikstofvoorraden van zandgronden bedragen gemiddeld 9.783 kg/ha, waarvan 1.772 kg/ha in de LFH laag en 4.175 kg/ha in de bovengrond (tabel 3.20). De gemiddelde N-voorraden verschillen betrekkelijk weinig tussen de boomsoorten op zandgronden en variëren van 9.174 kg/ha voor berk tot 10.989 kg/ha bij fijnspar (tabel 3.21). Bij humuspodzolgronden zijn de N-voorraden met gemiddeld 10.744 kg/ha hoger dan bij moderpodzolgronden (8.436 kg/ha) en vaaggronden (7.820 kg/ha) (tabel 3.22). Bij kleigronden zijn de voorraden stikstof aanzienlijk hoger, namelijk gemiddeld 27.492 kg/ha, waarvan 9.310 kg/ha in de bovengrond en 18.182 kg/ha in de ondergrond.

**Tabel 3.20** Stikstofvoorraden, gemiddeld, mediaal en 5% en 95%-percentiel, van de LF-laag, de H-laag, de minerale bovengrond (0-30 cm) en minerale ondergrond (30-100 cm).

	Voorraad N (kg per ha)					
	zandgrond				kleigrond	
	LF	H	0-30 cm	30-100 cm	0-30 cm	30-100 cm
5% percentiel	313	-	1.689	1.430	6.212	9.150
Mediaan	1.004	738	3.940	3.319	9.549	17.531
Gemiddeld	1.005	767	4.175	3.835	9.851	18.182
95% percentiel	1.689	1.564	6.981	7.331	14.354	31.380

**Tabel 3.21** Gemiddelde stikstofvoorraden van de LF-laag, de H-laag, de minerale bovengrond (0-30 cm) en minerale ondergrond (30-100 cm) per boomsoort.

	Voorraad N (kg per ha)			
	LF	H	0-30 cm	30-100 cm
Douglasspar	1.310	658	3.844	3.828
Fijnspar	1.225	811	4.957	3.996
Grove den	1.042	809	3.345	3.417
Japanse lariks	1.193	764	4.505	4.420
Berk	789	956	4.362	3.067
Beuk	917	985	4.080	3.948
Zomereik	732	621	4.825	4.198
Eik klei			7.193	19.414
Es			11.499	18.032
Populier			9.581	17.463

**Tabel 3.22** Gemiddelde stikstofvoorraden van de LF-laag, de H-laag, de minerale bovengrond (0-30 cm) en minerale ondergrond (30-100 cm), per bodemtype.

	Voorraad N (kg per ha)			
	LF	H	0-30 cm	30-100 cm
Humuspodzolgrond	1.041	752	4.681	4.270
Moderpodzolgrond	884	905	3.662	2.984
Vaaggrond	1.051	599	2.815	3.354
Zeeklei	-	-	9.091	17.872
Rivierklei	-	-	12.892	19.421

### Vergelijking met 1990

De C/N-verhoudingen van de LFH-laag zijn van de steekproef van 2020-2021 met een gemiddelde van 23,4 lager dan die van 26,8 van de steekproef van 1990 (tabel 3.23). Voor alle bemonsterde boomsoorten geldt dat de waarden van 2020-2021 lager zijn dan voor 1990. Voor de bovengrond zijn de C-gehalten conform paragraaf 3.3 gebaseerd op 58% koolstof in organische stof. Ook voor deze bodemlaag zijn de C/N-verhoudingen in de steekproef van 2020-2021 lager dan die van 1990, en geldt dat voor alle boomsoorten.

De stikstofvoorraden van zowel de LFH-laag als de bovengrond zijn in de steekproef van 2020-2021 hoger dan die van 1990 (tabel 3.24). Het verschil voor de bovengrond bedraagt 393 kg/ha. Bij alle boomsoorten behalve eik zijn de N-voorraden in de LFH-laag in de steekproef van 2020-2021 hoger dan in die van 1990. Het verschil wordt voor een deel verklaard door een verschil in boomsoorten, waarbij in de steekproef van 1990 Corsicaanse den was opgenomen, tegenover berk in de recente steekproef, waarbij de voorraden N bij berk hoger zijn. De lineaire regressie (rekening houdend met het effect van boomsoort en bodemtype (zie Bijlage 3) geeft voor de stikstofvoorraden een effect van het jaartal aan van 340 kg/ha. Dat zou een toename betekenen van 11 kg per hectare per jaar.

De stikstofvoorraden van de bovengrond zijn in de steekproef van 2020-2021 duidelijk hoger dan in die van 1990, met een verschil van 1.040 kg N per ha. Bij alle boomsoorten zijn de N-voorraden in de bovengrond in de steekproef van 2020-2021 hoger dan in die van 1990. Ook hier speelt het effect van de boomsoorten Corsicaanse den en berk in de steekproef. De regressieanalyse geeft, rekening houdend met boomsoorten en bodemtypen, een verschil aan van 689 kg per ha wat zou wijzen op een toename van 22 kg per hectare per jaar.

**Tabel 3.23** C/N-verhoudingen in zandgronden (gemiddeld en standaard fout (s.e.) in de LFH-laag en minerale bovengrond in 1990 (data De Vries en Leeters, 2001) en 2020-2021 (deze rapportage). De C-gehalten voor de bovengrond zijn, conform paragraaf 3.3, gebaseerd op 58% koolstof in organische stof.

Boomsort	Koolstof/stikstofverhouding (C/N)							
	LFH				minerale bovengrond (0 - 30 cm)			
	1990		2020-2021		1990		2020-2021	
	gem.	s.e.	gem.	s.e.	gem.	s.e.	gem.	s.e.
Alle	26,8	0,32	23,4	0,20	29,4	0,49	23,7	0,36
Douglasspar	24,7	0,73	23,9	0,31	28,3	1,35	24,7	0,89
Corsicaanse den	29,8	1,18	-	-	29,3	1,44	-	-
Fijnspar	26,8	0,71	24,0	0,46	31,0	1,29	26,8	0,91
Grove den	28,6	0,48	25,9	0,28	31,1	0,79	23,2	0,87
Japanse lariks	25,9	0,58	24,4	0,28	30,2	1,72	27,1	0,85
Berk	-	-	21,2	0,42	-	-	23,6	1,20
Beuk	26,2	0,56	23,7	0,38	30,4	1,43	25,4	0,65
Zomereik	22,7	0,45	20,2	0,24	24,5	1,03	20,4	0,56

**Tabel 3.24** Stikstofvoorraden in zandgronden (gemiddeld en standaard fout (s.e.), in kg/ha), in 1990 (De Vries en Leeters, 2001) en 2020-2021 (deze rapportage).

Boomsort	Stikstofvoorraden (kg/ha)							
	LFH				minerale bovengrond (0 - 30 cm)			
	1990		2020-2021		1990		2020-2021	
	gem.	s.e.	gem.	s.e.	gem.	s.e.	gem.	s.e.
Alle	1.379	52	1.772	51	3.136	128	4.175	128
Douglasspar	1.423	128	1.968	83	3.262	315	3.844	277
Corsicaanse den	751	92	-	-	2.200	299		
Fijnspar	1.453	105	2.036	167	3.614	296	4.336	342
Grove den	1.401	92	1.851	92	2.543	171	3.345	212
Japanse lariks	1.624	56	1.956	88	3.253	212	4.688	285
Berk	-	-	1.745	209			4.362	461
Beuk	1.692	213	1.902	158	3.158	278	4.364	294
Zomereik	1.378	145	1.353	125	4.666	442	4.825	346

## 3.6 Fosforgehalten en -voorraden in de bovengrond

Het P-ox gehalte in de minerale bovengrond zandgronden is gemiddeld 77 mg/kg en voor kleigronden 312 mg/kg. Daaruit is het P-totaalgehalte geschat van gemiddeld 116 resp. 360 mg/kg. De geschatte P-voorraad in minerale bovengrond (0-30 cm) bedraagt voor zandgronden gemiddeld 455 kg/ha, en de mediaan is 320 kg/ha. In de strooisellagen bedragen de gemiddelde P-voorraden 34 kg/ha voor de LF-laag en 24 kg/ha voor de H-laag. Voor kleigronden is de gemiddelde voorraad met 1.313 kg/ha duidelijk hoger (tabel 3.25).

Bij eik is de P-voorraad op de zandgronden in de bovengrond duidelijk hoger dan bij de andere boomsoorten, namelijk 759 kg/ha (tabel 3.26), terwijl die in de strooisellagen juist wat lager is. Bij vaaggronden is de gemiddelde P-voorraad duidelijk lager dan bij humus- of moderpodzolgronden (tabel 3.27). De hoger dan gemiddelde voorraden bij eik komen ook voornamelijk voor bij humuspodzolgronden, terwijl lage gemiddelde waarden vooral bij grove den en berk op vaaggronden gevonden worden (figuur 3.20).

**Tabel 3.25** Fosforvoorraden, gemiddeld, mediaal en 5% en 95%-percentiel, van de strooisellagen en de minerale bovengrond (0-30 cm).

	Voorraad P (kg per ha)			
	zandgrond			kleigrond
	LF	H	0-30 cm	0 – 30 cm
5% percentiel	15	0	154	832
Mediaan	34	23	320	1.300
Gemiddeld	34	24	455	1.385
95% percentiel	54	47	1.417	2.201

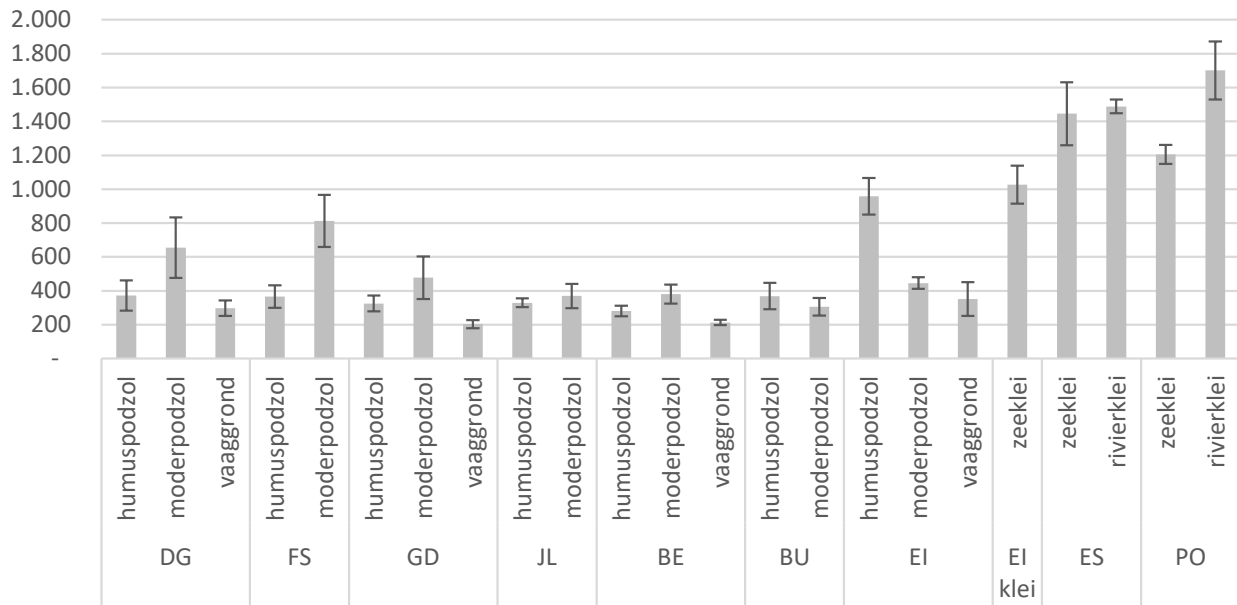
**Tabel 3.26** Gemiddelde fosforvoorraden van de strooisellagen en de minerale bovengrond (0-30 cm) per boomsoort.

Boomsoort	Voorraad P (kg per ha)		
	LF	H	0 – 30 cm
Douglasspar	42	22	431
Fijnspar	41	24	456
Grove den	34	25	327
Japanse lariks	38	21	339
Berk	27	33	287
Beuk	30	30	344
Zomereik	28	21	759
Eik klei	-	-	1.080
Es	-	-	1.543
Populier	-	-	1.398

**Tabel 3.27** Gemiddelde fosforvoorraden van de minerale bovengrond (0-30 cm) per bodemtype.

Bodemtype	Voorraad P (kg per ha)		
	LF	H	0 – 30 cm
Humuspodzolgrond	35	23	491
Moderpodzolgrond	32	30	476
Vaaggrond	32	18	262
Zeeklei			1.317
Rivierklei			1.657

P voorraad (kg /ha)



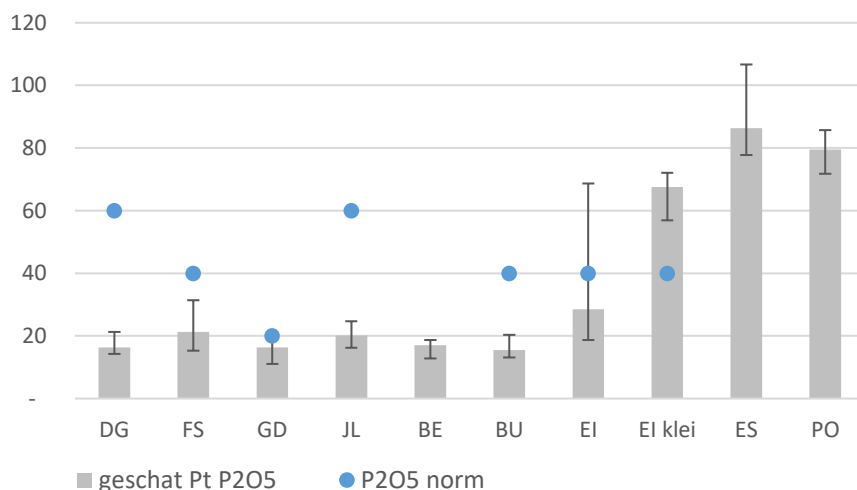
**Figuur 3.20** Gemiddelde voorraden fosfor (P) in minerale bovengrond (0-30 cm) met de standaardfout, voor de combinaties van bodemtypen en boomsoorten grove den (GD), Douglas (DG), Japanse lariks (JL), fijnspar (FS), eik (EI) berk (BE) en beuk (BU), eik op kleigrond (Ei klei), es en populier (POP).

Een richtlijn voor totaal-fosfaat in de bodem is door van den Burg en Schaap (1995) gegeven voor verschillende boomsoorten. De geschatte gehalten (op basis van P oxalaat extractie en omgerekend naar  $P_2O_5$ ) zijn in het algemeen laag ten opzichte van de richtlijn volgens van den Burg en Schaap (1995). Bij zes boomsoorten waarvoor richtlijnen beschikbaar zijn is de mediane waarde lager dan de richtlijn, wat betekent dat meer dan 50% van de locaties een waarde heeft lager dan de richtlijn. Bij alle bomen behalve zomereik is ook het 3de kwartiel lager dan de richtlijn, wat inhoudt dat meer dan 75% van de waarden onder de richtlijn zit (figuur 3.21).

Het gemiddelde  $P_2O_5$ -gehalte in de bovengrond is op zandgronden 26,6 mg/100 g. Dit gemiddelde wordt omhooggetrokken door bodems met een duidelijk hoger gehalte, vooral bij eik. De mediane waarde voor  $P_2O_5$  is 18 mg/100g. Een waarde van 20 is voor veel boomsoorten laag, en ook voor weinig eisende soorten (grove den) is dit al aan de lage kant. Meer dan 50% van de gemeten locaties heeft dus een lage waarde. Op kleigronden is de gemiddelde waarde 82,5 mg/kg en is daarmee gemiddeld ruim boven de eisen die bomen stellen.



Pt P2O5 (mg/ 100 g) (mediaan)



**Figuur 3.21** Mediane gehalten voor fosfor ( $P_2O_5$ , mg/ 100 g bodem) in de minerale bovengrond (0-30 cm) van zandgronden met de waarden voor het eerste en derde kwartiel (error bars), voor de boomsoorten Douglas (DG), fijnspar (FS), grove den (GD), Japanse lariks (JL), berk (BE), beuk (BU) en eik (EI). Daarbij is de waarde van de richtlijn aangegeven volgens Van den Burg en Schaap (1995), waarbij voor berk de waarde voor eik is aangenomen.

### Vergelijking met 1990

De berekende fosforvoorraad in de bovengrond is bij de meeste boomsoorten in de steekproef van 2020-2021 lager dan in die van 1990. Alleen bij Douglasspar en fijnspar zijn de gehalten in 2020-2021 hoger dan in 1990. Gemiddeld over de steekproeven zijn de gehalten in 2020-2021 4 kg/ha hoger dan in 1990. Dit verschil wordt veroorzaakt door een hoger aandeel eik in de steekproef van 2020-2021, waarvan de voorraden P in beide steekproeven gemiddeld hoger zijn dan bij de andere boomsoorten. Als rekening wordt gehouden met de weging van boomsoorten en bodemtypen in een Generalised Linear Model (Bijlage 3), dan is de voorraad in de steekproef van 2020-2021 juist 57 kg/ha lager dan bij die van 1990, maar dit verschil was door de grote variatie aan P-gehalten niet significant (t pr. 0,17). De P-voorraad in de LFH-laag verschilt maar weinig en dit verschil is evenmin significant.

**Tabel 3.28** Fosforvoorraden in zandgronden (gemiddeld en standaardfout (s.e.), in kg/ha), in 1990 (De Vries en Leeters, 2001) en 2020-2021 (deze rapportage).

Boomsort	Fosforvoorraden (kg/ha)							
	LFH				minerale bovengrond (0 - 30 cm)			
	1990		2020-2021		1990		2020-2021	
	gem.	s.e.	gem.	s.e.	gem.	s.e.	gem.	s.e.
Alle	52	1,9	58	1,5	451	30	455	28
Douglasspar	52	4,8	64	2,5	416	50	431	70
Corsicaanse den	31	3,3	-	-	328	54	-	-
Fijnspar	55	4,1	61	6,0	307	15	364	45
Grove den	53	3,3	58	2,4	369	35	327	38
Japanse lariks	57	2,2	57	3,7	415	50	365	49
Berk	-	-	59	5,6	-	-	287	25
Beuk	63	6,7	65	3,4	505	70	387	56
Zomereik	53	6,1	47	3,8	826	129	759	81

### 3.7 Overige nutriënten in de strooisellaag

De gehalten van overige nutriënten (naast N en P) zijn in de LF-laag duidelijk hoger dan in de H-laag. De gehalten verschillen tussen boomsoorten (tabel 3.29) en bodemtypen (tabel 3.30). De Ca-gehalten zijn met gemiddeld 2,5 g/kg in de LF-laag en 0,95 g/kg in de H-laag duidelijk hoger dan die van K en Mg, met beide ca. 0,6 g/kg in de LF-laag en 0,3 g/kg in de H-laag. Bij zomereik zijn de Ca-gehalten in de LF- en de H-laag gemiddeld het hoogst. Maar ook de K-gehalten zijn bij zomereik hoger dan gemiddeld, evenals bij berk. De Mg-gehalten zijn in de LF-laag eveneens hoger dan gemiddeld bij zomereik en berk, maar in de H-laag zijn ze juist bij fijnspar hoger. De strooisellagen van Douglasspar, grove den en Japanse lariks hebben veelal wat lager dan gemiddelde gehalten. De variatie aan P-gehalten is relatief klein. Opvallend is dat de Ca-gehalten in de strooisellagen van humuspodzolgronden gemiddeld hoger zijn dan die van moderpodzolgronden, terwijl die laatste in de basis een rijker bodemtype is. Voor K en Mg zijn de verschillen minder duidelijk.

De totale voorraden nutriënten verschillen tussen de boomsoorten minder dan dat de gehalten verschillen. De voorraden Ca bedragen gemiddeld 159 kg/ha in de LF laag en 65 kg/ha in de H-laag. De voorraden K en Mg zijn met 39 resp. 35 kg/ga in de LF-laag en 16 resp. 18 kg/ha in de H-laag duidelijk lager. De grootste gemiddelde voorraden van Ca zien we bij Japanse lariks en beuk, terwijl grove den en fijnspar de gemiddeld laagste voorraden hebben. De grootste gemiddelde voorraden K treffen we juist bij fijnspar en grove den aan.

**Tabel 3.29** Gemiddelde nutriëntgehalten van de LF-laag, de H-laag per boomsoort

Boomsoort	Gegehalten LF-laag (g/kg)			Gegehalten H-laag (g/kg)		
	Ca	K	Mg	Ca	K	Mg
Gemiddeld	2,73	0,66	0,58	1,08	0,33	0,33
Douglasspar	2,27	0,51	0,54	0,92	0,28	0,32
Fijnspar	2,32	0,63	0,53	1,01	0,37	0,43
Grove den	2,36	0,68	0,53	0,90	0,32	0,30
Japanse lariks	2,55	0,56	0,63	1,31	0,29	0,38
Berk	3,14	0,76	0,69	1,12	0,38	0,29
Beuk	2,65	0,54	0,51	1,06	0,33	0,36
Zomereik	3,62	0,85	0,67	1,35	0,37	0,32

**Tabel 3.30** Gemiddelde nutriëntgehalten van de LF-laag, de H-laag per bodemtype

Boomsoort	Gegehalten LF-laag (g/kg)			Gegehalten H-laag (g/kg)		
	Ca	K	Mg	Ca	K	Mg
Humuspodzolgrond	2,97	0,68	0,61	1,22	0,34	0,35
Moderpodzolgrond	2,42	0,66	0,55	0,87	0,33	0,31
Vaaggrond	2,16	0,57	0,51	0,84	0,29	0,31

**Tabel 3.31** Gemiddelde nutriëntvoorraden van de LF- en H-laag per boomsoort

Boomsoort	Voorraden in de LF-laag (kg/ha)			Voorraden in de H-laag (kg/ha)		
	Ca	K	Mg	Ca	K	Mg
Gemiddeld	159	39	35	65	20	20
Douglasspar	172	39	41	53	16	18
Fijnspar	158	44	39	53	20	23
Grove den	150	42	34	58	20	19
Japanse lariks	174	38	44	71	16	20
Berk	139	33	31	85	28	22
Beuk	157	32	31	84	27	29
Zomereik	159	39	31	66	20	17

### Vergelijking met 1990

Als de nutriëntenvoorraden van 2020-2021 worden vergeleken met die van 1990, dan valt op dat de voorraden Ca bij fijnspar, grove den en beuk in 2020-2021 groter zijn, bij Japanse lariks en zomereik kleiner zijn, en bij Douglasspar vrijwel gelijk zijn. De Mg -voorraden zijn in 2020-2021 groter bij alle boomsoorten behalve bij zomereik, terwijl de K-voorraden in alle gevallen lager zijn. Gemiddeld zijn de voorraden van Ca en Mg in de steekproef van 2020-2021 hoger dan in die van 1990, maar die van K juist lager. Als rekening gehouden wordt met de verschillende weging van boomsoorten en bodemtypen tussen de steekproef (zie Bijlage 3), is de Ca-voorraad gemiddeld 13 kg/ha hoger (niet significant), de K-voorraad gemiddeld 21 kg/ha lager (significant), en de Mg-voorraad 11 kg/ha hoger (significant).

**Tabel 3.32** Voorraden Ca en K in de strooisellagen van zandgronden (gemiddeld en standaardfout (s.e.), in kg/ha), in 1990 (de Vries en Leeters, 2001) en 2020-2021 (deze rapportage)

Boomsoort	Calciumvoorraden (kg/ha)				Kaliumvoorraden (kg/ha)			
	LFH							
	1990		2020-2021		1990		2020-2021	
	gem.	s.e.	gem.	s.e.	gem.	s.e.	gem.	s.e.
Alle	192	8	223	8	76	5	59	5
Douglasspar	228	38	225	38	81	17	55	17
Corsicaanse den	94	12	-	12	44	5	-	5
Fijnspar	189	17	240	17	64	5	59	5
Grove den	169	11	208	11	74	5	63	5
Japanse lariks	260	15	214	15	67	4	55	4
Berk	-	-	224	-	-	-	61	-
Beuk	206	26	251	26	92	11	63	11
Zomereik	247	22	222	22	102	30	58	30

**Tabel 3.33** Voorraden M in de strooisellagen van zandgronden (gemiddeld en standaardfout (s.e.), in kg/ha), in 1990 (de Vries en Leeters, 2001) en 2020-2021 (deze rapportage).

Boomsoort	Magnesiumvoorraden (kg/ha)			
	LFH			
	1990		2020-2021	
	gem.	s.e.	gem.	s.e.
Alle	42	2	55	2
Douglasspar	46	7	59	7
Corsicaanse den	24	3	-	3
Fijnspar	36	3	63	3
Grove den	38	2	53	2
Japanse lariks	50	3	59	3
Berk	-	-	52	-
Beuk	46	5	65	5
Zomereik	56	9	46	9

## 3.8 Basenbezetting van de bovengrond

De basebezetting (Ca, K, Mg en Na) in de bovengrond van de boomsoorten Douglasspar, grove den, berk en zomereik bedraagt over de meetpunten van die soorten gemiddeld 6,2%, met een mediane waarde van 4,0%, bij een kationenuitwisselingscapaciteit van gemiddeld 40 meq per kg. Het uitwisselingscomplex wordt voor het grootste deel (gemiddeld 70%) bezet door Al. Fe neemt 2,2% in, terwijl Ca, K en Mg respectievelijk 3,6%, 1,1% en 0,9% innemen. De basebezetting is bij zomereik met 10,3% hoger dan bij de andere boomsoorten (tabel 3.34). Dat komt voor een groot deel door een aantal afwijkend hoge waarden (lichte kwelinvloed, jong bos). De mediane waarde, waarbij uitschieters minder zwaar meewegen, wijkt bij eik minder sterk af. De basebezetting is bij Douglasspar gemiddeld lager dan bij de andere boomsoorten. De

basenverzadiging is dus bij alle boomsoorten erg laag. De verschillen die voor de pH-profielen gevonden werden tussen boomsoorten (paragraaf 3.1.5) komen hier niet duidelijk in terug.

**Tabel 3.34** Kationenuitwisselingscapaciteit (CEC) en basebezetting (Ca, K, Mg en Na), en de bezetting door verschillende kationen van de bovengrond (0 – 30 cm) per boomsoort, gemiddeld en mediaan

Boomsoort	CEC (meq/kg)	Base- bezetting (%)	Ca (%)	K (%)	Mg (%)	Na (%)	Al (%)	Fe (%)
Gemiddelde								
Douglasspar	41	3,0	1,14	0,63	0,48	0,76	75,6	2,2
Grove den	39	4,5	2,00	1,08	0,87	0,58	68,9	2,6
Berk	47	5,3	3,05	1,06	0,84	0,31	64,3	2,5
Zomereik	38	10,3	6,94	1,58	1,19	0,56	69,2	1,8
Mediane waarde								
Douglasspar	40	2,2	0,59	0,50	0,27	0,59	73,4	1,7
Grove den	34	4,0	0,60	0,91	0,62	0,45	70,0	2,0
Berk	46	4,3	1,90	0,78	0,59	0,34	62,4	1,7
Zomereik	37	6,8	3,49	1,38	1,08	0,30	67,3	1,8

### Vergelijking met 1990

De CEC en basenverzadiging kunnen alleen vergeleken worden voor de boomsoorten Douglasspar, grove den en zomereik en voor het totaal. De CEC is voor Douglasspar en grove den en het totaal van de vier gemeten boomsoorten in de recente steekproef hoger dan in die van 1990, terwijl die voor zomereik juist lager is (tabel 3.35). Dat is te verklaren uit de toename van het organische stofgehalte, die bij Douglasspar en grove den relatief veel groter was dan bij zomereik (tabel 3.12). De CEC heeft een positieve relatie met het organische-stofgehalte (figuur 3.22). Dat komt omdat deze bepaald wordt door een licht negatief geladen oppervlak van organische stof en lutum. In de zandgronden is dat vooral organische stof omdat lutumgehaltes laag zijn.

De basenverzadiging is in de steekproef van 2020-2021 is met 6,2% sterk lager dan in die van 1990 (10,6%). De samenstelling van boomsoorten verschilt echter sterk. Maar ook als per boomsoort wordt gekeken is de basenverzadiging in de steekproef van 2020-2021 sterk lager. Vooral bij Douglasspar is de basenverzadiging laag, namelijk 3,0%, terwijl dat in 1990 nog 9,0% was. Voor beide steekproeven geldt dat opvalt dat de basenverzadiging bij eik gemiddeld hoger is dan die van andere boomsoorten. Dit heeft in beide steekproeven te maken met een aantal meetpunten bij zomereik met een relatief hoge basenverzadiging (onder andere een jong bos op voormalige landbouwgrond, opgehoogd, vergraven).

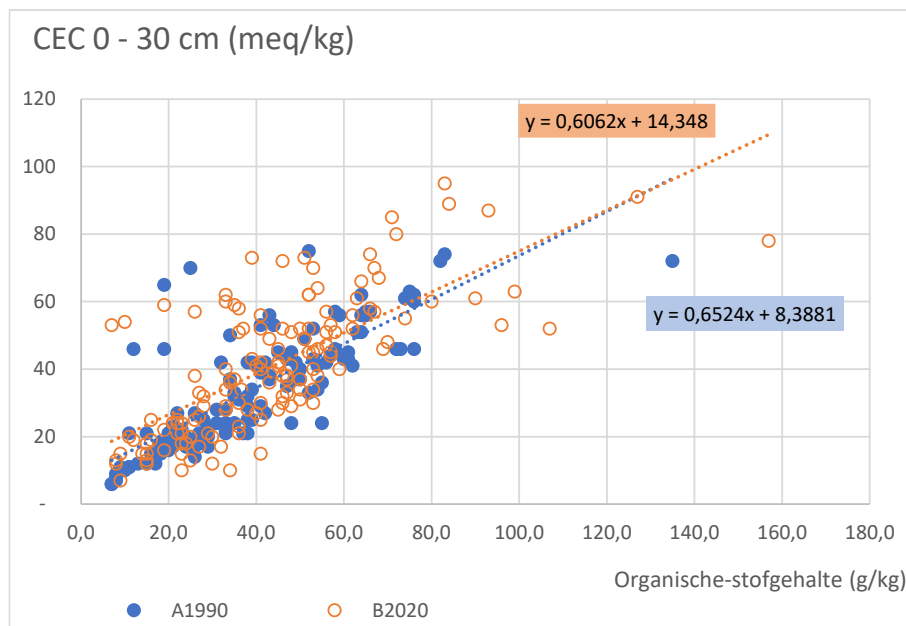
De bezetting van aluminium aan het uitwisselingscomplex is in de steekproef van 2020-2021 met gemiddeld 70% hoger dan in die van 1990 (62%), terwijl de bezetting door calcium met 3,6% juist lager is dan in de steekproef van 1990 (7,2%) (tabel 3.36). Vooral bij Douglasspar is de bezetting met calcium erg laag (1,1%), maar dit is ook het geval bij grove den (2,0%) en berk (3,0%). De bezetting van calcium bij zomereik is hoger dan bij de andere boomsoorten.

**Tabel 3.35** Kationenuitwisselingscapaciteit (CEC) en basenverzadiging in zandgronden (gemiddeld en standaardfout (s.e.), in 1990 (de Vries en Leeters, 2001) en 2020-2021 (deze rapportage)

Boonsoort	CEC (meq/kg)				Basenverzadiging (%)			
	minerale bovengrond (0 - 30 cm)				minerale bovengrond (0 - 30 cm)			
	1990		2020-2021		1990		2020-2021	
	gem.	s.e.	gem.	s.e.	gem.	s.e.	gem.	s.e.
Alle	33,8	1,5	40,0	1,7	10,6	1,4	6,2	0,6
Douglasspar	33,8	4,0	40,8	3,3	9,0	2,3	3,0	0,4
Corsicaanse den	26,3	4,5	-	-	11,9	6,0	-	-
Fijnspar	42,2	3,8	-	-	6,4	1,6	-	-
Grove den	27,6	2,3	38,9	3,1	6,5	0,4	4,5	0,7
Japane lariks	40,7	4,0	-	-	11,8	7,0	-	-
Berk	-	-	46,6	5,6	-	-	5,3	1,1
Beuk	31,8	3,6	-	-	6,4	0,6	-	-
Zomereik	44,5	4,5	38,1	2,9	24,0	5,2	10,3	1,5

**Tabel 3.36** Bezetting van aluminium en calcium aan het kationenuitwisselingscapaciteit in zandgronden (gemiddeld en standaardfout (s.e.), in 1990 (De Vries en Leeters, 2001) en 2020-2021 (deze rapportage).

Boonsoort	Aluminium (% van CEC)				Calcium (% van CEC)			
	minerale bovengrond (0 - 30 cm)				minerale bovengrond (0 - 30 cm)			
	1990		2020-2021		1990		2020-2021	
	gem.	s.e.	gem.	s.e.	gem.	s.e.	gem.	s.e.
Alle	61,9	1,3	71,2	1,8	7,2	1,3	3,6	0,5
Douglasspar	67,6	2,8	75,9	2,8	6,0	2,3	1,1	0,3
Corsicaanse den	59,5	5,5	-	-	9,1	5,8	-	-
Fijnspar	62,5	3,1	-	-	3,9	1,4	-	-
Grove den	64,9	1,6	69,8	3,7	3,4	0,3	2,0	0,5
Japane lariks	61,2	5,0	-	-	9,4	6,8	-	-
Berk	-	-	65,3	5,1	-	-	3,0	1,0
Beuk	66,2	2,8	-	-	2,8	0,4	-	-
Zomereik	51,3	4,5	71,5	3,2	18,2	4,9	6,9	1,3



**Figuur 3.22** Verband tussen het organische-stofgehalte en de CEC in de steekproef van 1990 en 2020-2021.

---

## 4 Samenvatting en conclusies

Voor de bossen op de (arme) zandgronden is de opbouw van het humusprofiel samen met de bovenste lagen van de minerale bodem een belangrijke sink voor koolstof. Daarnaast levert het humusprofiel een belangrijke bijdrage aan mineralen en de vochtvoorziening voor de vegetatie. Goede informatie over de profielbouw, kwaliteit en diktes van de strooisellaag onder bos met verschillende begroeiingen is gewenst om inzicht te hebben in de opslag van koolstof in bosbodems. De opgeslagen hoeveelheden zijn afhankelijk van het bodemtype, de boomsoort en het beheer.

Doel van dit project is voor de belangrijkste Nederlandse boomsoorten en bodems betrouwbare gegevens over de voorraden koolstof in bodem en strooisel te krijgen. Daarnaast zal dit project bijdragen aan een betere methode om de strooiselmetingen in de NBI om te zetten in de geschatte hoeveelheid koolstof ten behoeve van de LULUCF-rapportage.

Om meer inzicht te krijgen in de veranderingen van de bosbodems, en mogelijk een relatie te leggen met groei in NBI plots zijn aanvullende analyses voor nutriënten uitgevoerd. De resultaten ervan zijn vergeleken niet die van de steekproef van 1990 (De Vries en Leeters, 2001) om inzicht te krijgen in de ontwikkeling van bosbodems.

In 2020 en 2021 is bemonstering uitgevoerd op 223 punten van de NBI (198 op zandgronden en 25 op kleigronden). Van de meetpunten is een beschrijving gemaakt van boomlaag, struiklaag, vegetatie en humusprofiel. De gegevens hiervan worden in een aparte rapportage opgenomen. Er zijn monsters genomen van 4 bodemlagen:

- De LF-laag, dit is het bovenste deel van de strooisellaag, met de L-laag met de nog herkenbare plantendelen en de F-laag waarin de plantendelen zijn verkleind (gefragmenteerd);
- De H-laag, waarin organisch materiaal (vrijwel) volledig is gehumificeerd;
- 0-30 cm minerale bovengrond;
- 30-100 cm minerale ondergrond.

Van de LF en de H lagen zijn de diktes en volumes bepaald en zijn drooggewichten per volume gemeten. Van alle monsters zijn koolstof en stikstofgehalten bepaald. Van de bovengrond en de strooisellagen is het fosforgehalte bepaald. Van de LF- en H-lagen zijn daarnaar de gehalten calcium, kalium en magnesium bepaald. Van de minerale bovengrond zijn ten slotte ook het gloeiverlies, de kationenuitwisselingscapaciteit en de basebezetting bepaald.

### **Strooisel**

De dikte van de strooisellagen op zandgronden bedraagt gemiddeld 4,7 cm voor de LF-laag en 2,5 cm voor de H-laag. Strooisellagen ontbreken nagenoeg op kleigronden. De naaldboomsoorten fijnspar en Japanse lariks hebben gemiddeld de dikste LFH-laag en zomereik en berk de dunste. De verschillen tussen de bodemtypen binnen zandgronden zijn minder duidelijk. Gemiddeld hebben de vaaggronden een dikkere LF-laag en een dunnere H-laag.

In het algemeen lijken de diktes van de LF-laag te zijn afgenomen ten opzichte van 1990, terwijl die van de H-laag is toegenomen. Dit kan een effect zijn van andere methode van profielbeschrijving, waarbij in 1990 wellicht alleen de (zeer donkere) Hh-laag als H is aangewezen, terwijl nu ook de (lichtere) Hr-laag is meegenomen bij de H-laag. De wijze van monsternamen kan een effect hebben gehad. In 1990 werd met een cilinder van ca. 15 cm doorsnede bemonsterd, terwijl dat in dit onderzoek met een humushapper is gedaan. Deze laatste zou de LFH-laag iets kunnen indrukken. De verschillen kunnen ook duiden op een verdere strooiselomzetting, maar de leeftijd van de bosgroeiplaats zal ook een rol spelen. In 1990 was een deel van de opstanden nog relatief jong. Bebossingen uit de jaren 1930 waren toen 60 jaar oud, nu ruim 90 jaar. Met het ouder worden van een bosgroeiplaats neemt de dikte van de H-horizonten toe. In een evenwichtssituatie blijven diktes van L- en F-lagen min of meer constant, terwijl de H-laag in dikte toeneemt. De afname van de dikte van L- en F-lagen kan met een snellere afbraak te maken hebben. Bij grove den, Japanse lariks en Douglas spar komt dit mogelijk mede doordat er meer menging is met loofboomsoorten in de ondergroei.



---

## Koolstof

De koolstofgehalten verschillen duidelijk tussen de bodemlagen van zandgronden. De C-gehalten in de LF-laag zijn met 388 g/kg het hoogst. In de H-laag zijn de C-gehalten duidelijk lager (289 g/kg). In de minerale bovengrond (0-30 cm) bedragen de C-gehalten gemiddeld 26 g/kg en in de minerale ondergrond (30-100 cm) zijn betrekkelijk klein (8,8 g/kg). Bij kleigronden is het C-gehalte van de bovengrond gemiddeld 36 g/kg, en van de ondergrond 30 g/kg. Dit relatief hoge gehalte in de ondergrond komt mede door venige lagen in de ondergrond.

De totale koolstofvoorraden in de bodem tot 100 cm onder maaiveld en de strooisellaag bedragen gemiddeld voor de zeven boomsoorten op zandgronden 227 ton C/ha. Het grootste deel daarvan, 100 ton C/ha, zit in de minerale bovengrond (0-30 cm), terwijl 85 ton C/ha in de minerale ondergrond zit (30-100 cm). De gezamenlijke voorraad in de strooisellaag is gemiddeld 42 ton C/ha, waarvan 27 in de LF en 17 in de H-laag. Het verschil in totale voorraden is betrekkelijk klein tussen de boomsoorten, maar ze zijn bij fijnspar en Japanse lariks het grootst.

Op zandgronden hebben humuspodzolgronden duidelijk grotere C-voorraden (262 ton C ha<sup>-1</sup> voor minerale bodems tot 100 cm en LFH-laag) dan de andere twee bodemtypen op zandgrond (ca. 170 ton C ha<sup>-1</sup>), wat een direct gevolg is van de hogere C-gehalten in de minerale bovengrond en minerale ondergrond. De koolstofvoorraden op de kleigronden zijn aanzienlijk hoger, namelijk gemiddeld 421 ton C/ha, waarvan 137 ton C/ha in de bovengrond, terwijl de LFH-lagen (nagenoeg) ontbreken.

De koolstofgehalten in de LFH-laag zijn in 2020-2021 duidelijk lager dan in 1990. Dit duidt op meer vermenging met minerale grond. Daarnaast is het aandeel van de H-laag in de strooisellagen groter geworden (zie hierboven). De koolstofdichtheid heeft een licht negatieve relatie met de dikte van de strooisellagen (hoe dikker de laag, hoe minder koolstof per volume) en bedraagt gemiddeld 57 g/l.

De koolstofvoorraden in de LFH-laag en minerale bovengrond (0-30 cm) zijn in 2020-2021 duidelijk hoger dan in 1990. Het verschil tussen de steekproeven bedraagt 5,0 ton C per ha voor de LFH-laag en 34,2 ton C per ha voor de minerale bovengrond. Het verschil in de LFH-laag is te verklaren door een verschil bij de naaldbhoutsoorten. Opvallend is dat de C-voorraden in de LFH-laag bij beuk vrijwel gelijk zijn, terwijl die bij zomereik juist zijn afgenomen.

De verschillen in voorraden in de minerale bovengrond tussen de steekproeven zijn vooral bij fijnspar, Japanse lariks en beuk groot. Als wordt gecorrigeerd voor de verschillen in samenstelling van de steekproeven, duiden ze op toenames van 0,17 ton C per hectare per jaar voor de LFH-laag en 0,32 ton C per hectare per jaar voor de bovengrond, in totaal 0,5 ton C per ha per jaar.

De berekeningen van De Jong et al. (2015) laten zien dat de totale koolstoftoevoer vanuit bomen (blad, takken, wortels, vruchten, geen stammen, bij een C-gehalte van 50% in de biomassa) voor de bodem sterk tussen boomsoorten en groeiklassen verschilt. Voor Douglasspar (groeiklasse 10) wordt deze geschat op ca. 2,8 ton C per ha per jaar, voor grove den (groeiklasse 6) is dit 2,1 ton C per ha per jaar, voor beuk (groeiklasse 8) is het 3,9 en voor eik (groeiklasse 6) is dit 4,4 ton C per ha per jaar. Daarnaast is er nog toevoer vanuit de struik- en kruidlaag, maar die is lastiger in te schatten en niet in alle bossen aanwezig. Het grootste deel van de C-toevoer wordt dus afgebroken, maar een belangrijk deel draagt bij aan de voorraadopbouw in en op de bodem.

## Stikstof

De C/N-verhoudingen liggen bij zandgronden meest tussen 20 en 25, met een C/N-verhouding van gemiddeld 23,7 voor de minerale bovengronden (0-30 cm), maar voor de kleigronden liggen de C/N-verhouding rond 15. De verschillen tussen de bodemlagen binnen een bodemtype zijn betrekkelijk klein. De verdeling van de voorraden stikstof in de bodem volgt dan ook in grote lijnen die van koolstof. De stikstofvoorraden bedragen op de zandgronden gemiddeld 1.772 kg N per ha in de strooisellagen en 4.175 kg N per ha in de minerale bovengrond. De totale voorraad, inclusief de minerale ondergrond (30-70 cm, bedraagt 9.783 kg N per ha. In de kleigronden zijn de stikstofvoorraden aanzienlijk hoger dan op de zandgronden, namelijk gemiddeld 28.033 kg N/ha. Daarvan zit 18.182 kg N/ha in de minerale ondergrond.

De C/N-verhoudingen van de LFH-laag zijn van de steekproef van 2020-2021 met een gemiddelde van 23,4 lager dan die van 26,8 van de steekproef van 1990. Ook voor de minerale bovengrond zijn de C/N-verhoudingen in de steekproef van 2020-2021 lager dan die van 1990 en dat geldt voor alle boomsoorten.

---

Dit betekent dat de organische stof gemiddeld rijker is geworden aan stikstof en dat de voorraad stikstof naar verhouding sterker is toegenomen dan die van koolstof.

De stikstofvoorraden van zowel de LFH-laag als de minerale bovengrond zijn in de steekproef van 2020-2021 hoger dan die van 1990. Een gemiddelde toename is bij alle boomsoorten te zien behalve eik, wat mede te verklaren is door een afname van organische stof (koolstof) in de strooilagen bij die soort in 2020-2021 vergeleken met 1990. Als rekening gehouden wordt met het effect van boomsoort en bodemtype is verschil 340 kg/ha tussen de steekproeven. Dat zou een toename betekenen van 11 kg per ha per jaar.

De stikstofvoorraden van de bovengrond zijn in de steekproef van 2020-2021 eveneens duidelijk hoger dan in die van 1990 (hoger bij alle boomsoorten). Na correctie van verschillen in boomsoorten en bodemtypen is het verschil 689 kg per ha, wat zou wijzen op een toename van 22 kg per ha per jaar. De totale toename bedraagt daarmee 33 kg per ha per jaar. Dit duidt op een ruime beschikbaarheid van N, wat we ook terugzien in de gehalten van N in het hout van bomen (De Jong et al., 2022).

De depositie van stikstof in Nederland bedroeg 1990 ca. 2700 mol per ha per jaar, ofwel 38 kg per ha per jaar, maar kon juist op de bosrijke zandgronden wel het dubbele zijn, tot meer dan 6000 mol per ha per jaar (De Vries en Leeters, 2001). Momenteel is de gemiddelde N-depositie voor Nederland ca. 1500 mol per ha per jaar, ofwel 21 kg per ha per jaar (CLO, 2023). Bos vangt echter meer depositie in dan wordt gemeten in het open veld. De invang ligt voor naaldhoutsoorten hoger dan voor loofhoutsoorten, en belangrijke factoren voor invang zijn een grotere boomhoogte, bladindex en kroondichtheid (De Schrijver et al., 2007). De Vries en Jansen (1994) berekenen voor 150 bosopstanden een gemiddelde N-depositie van 58 kg per ha per jaar voor begin jaren 1990. In 2020 was de depositie van de punten van 2020-2021 gemiddeld 1670 mol of 23,4 kg per ha op basis van het GDN-depositiebestand van 2020 van RIVM (2023). De depositiewaarden van het RIVM zijn echter gemiddelden van een 500 x 500m-gridcel. Vooral bij punten in gridcellen waar ook open terrein zit (grasland, heide). kan de waarde van de gridcel een onderschatting voor de waarde van het bos geven, omdat bos in het algemeen meer stikstof invangt dan open terrein.

Niet alle invang van stikstof wordt vastgelegd in de bodem. Een deel wordt vastgelegd in de biomassa, vooral in stamhout. Vastlegging van stikstof in stamhout verschilt tussen groeiklassen en boomsoorten en varieert van bijvoorbeeld grofweg 3,7 kg/ha/jaar bij grove den (groeiklasse 6) tot 7,8 kg/ha/jaar bij beuk (groeiklasse 8) (op basis van De Jong et al., 2015). Een deel hiervan komt weer terug in de bodem bij het afsterven van bomen. Er dient echter ook rekening gehouden te worden met uitspoeling. De Vries en Jansen (1994) berekenden een gemiddelde N-uitspoeling van 12 kg per ha per jaar. Meer recente metingen in grondwater en bodemvocht (nog niet gepubliceerd) wijzen op een uitspoeling van enkele kg tot ca. 15-20 kg per ha per jaar, maar gemiddeld onder 10 kg per ha per jaar. De toename van de N-voorraad in de bodems lijkt daarmee te passen in een range van eenvoudige budgetberekening, maar de verschillen tussen locaties zullen voor alle onderdelen groot zijn.

## **Fosfor**

De geschatte P-voorraad in minerale bovengrond (0-30 cm) bedraagt in de zandgronden gemiddeld 455 kg/ha en de mediaan is 320 kg/ha. Bij eik is deze voorraad duidelijk hoger dan bij de andere boomsoorten, namelijk 759 kg/ha. De mediane waarde voor P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> is 18 mg/100g. Een waarde van 20 is voor veel boomsoorten laag (40-60 is gewenst) en ook voor weinig eisende soorten (grove den) is dit al aan de lage kant. Meer dan 50% van de gemeten locaties op zandgronden heeft dus een lage waarde. In de kleigronden is de P-voorraad gemiddeld 1.385 kg/ha in de bovengrond.

De P-voorraden voor zowel de bovengrond als de LFH-laag verschillen niet significant tussen 1990 en 2020-2021. Dit strookt met de verwachting, aangezien er – in verhouding tot de voorraden – maar weinig toevoer is van P via verwerking of depositie, er weinig uitspoeling is en er weinig wordt vastgelegd in de biomassa (De Vries et al., 2019A).

## **Zuurgraad, basebezetting en CEC**

De bovengronden hebben een in het veld gemeten zuurgraad (pH-veld) van 3-4. Daarbij valt op dat de bovengrond van 0-20 cm bij berk, Douglasspar en grove den, met een mediaan van pH-veld van 3,2-3,4, zuurder is dan bij beuk, fijnspar en Japanse lariks, met medianen pH-veld van 3,8-4,0.

De kationenuitwisselingscapaciteit bedraagt gemiddeld 40 meq per kg. Het uitwisselingscomplex wordt voor het grootste deel (gemiddeld 75%) bezet door Al, terwijl Ca, K en Mg respectievelijk gemiddeld 4,9%, 1,2% en 1,3% innemen. De totale basebezetting van de boomsoorten Douglasspar, grove den, berk en zomereik

---

bedraagt gemiddeld 6,2%. De bezettingen van Ca, K en Mg komen overeen met respectievelijk gemiddeld 172, 63 en 27 kg per ha.

De CEC is gemiddeld hoger dan in 1990, (mede) wat te verklaren is door het toegenomen gehalte organische stof. De basenverzadiging is lager dan in 1990, terwijl het aandeel aluminium hoger is dan in 1990. Dit is in lijn met de verwachting dat doorgaande verzuring leidt tot verdere afname van Ca, K en Mg aan het CEC, dat deels door aluminium en deels door H<sup>+</sup> wordt vervangen.

### **Nutriënten in strooisel**

De LFH-lagen bevatten gemiddeld 223 kg Ca, 59 kg K en 55 kg Mg per ha. Grofweg drie kwart (Ca) tot twee derde (K, Mg) daarvan zit in de LF-laag. De voorraden Ca en Mg in de LFH-lagen zijn gemiddeld groter dan wat aan het CEC zit in de bovenste 30 cm van de minerale bodem, terwijl de K-voorraden min of meer gelijk zijn.

De Ca-voorraad in de strooisellagen is in 2020-2021 gemiddeld 13 kg per ha hoger dan in 1990 (rekening houdend met bodemtypen en boomsoortenverdeling in de steekproeven), wat een toename impliceert van 0,42 kg per ja per jaar, maar het verschil is niet significant. Wel significant zijn een lagere K-voorraad met 21 kg per ha verschil (0,68 kg per ha per jaar) en een hogere Mg-voorraad van 11,4 kg per ha verschil (0,37 kg per ha per jaar).

Ophoping van Ca en Mg in de LFH-laag is beperkt in verhouding tot de jaarlijkse toevoer ervan door depositie en verwerking. Deze toevoer bedraagt voor Ca 7-10 kg per ha per jaar en voor Mg 3-9 kg per ha per jaar, afhankelijk van bodemtype en depositieniveau (op basis van De Vries et al., 2019A).

### **Vergelijking van steekproeven**

In deze studie zijn de resultaten van twee steekproeven vergeleken. Deze vergelijking wijst erop dat de bosbodems in de afgelopen ruim dertig jaar zijn veranderd. De hoeveelheid koolstof in de LFH-laag en de minerale bovengrond (0-30 cm) zijn toegenomen. Dat kan als positief gezien worden. De bossen leggen koolstof vast wat gunstig is voor klimaatmitigatie, en meer koolstof in de bodem is gunstig voor het vasthouden van water en voedingsstoffen. De hoeveelheid stikstof in de strooisellagen en bovengrond is toegenomen, met de depositie als enige waarschijnlijke oorzaak. Deze toename is ongunstig, zeker in combinatie met de beperkte beschikbaarheid van andere nutriënten en kan leiden tot vitaliteitsproblemen van bomen, bodemleven en fauna (zie bv. De Vries et al., 2019B). De bosbodems zijn verder verzuurd, wat zich uit in een hogere bezetting van aluminium en een lagere bezetting van Ca, K en Mg aan het uitwisselingscomplex. De hogere beschikbaarheid van aluminium kan schadelijk zijn voor onder andere bodemschimmels en boomwortels, terwijl een afname van Ca, K en Mg leidt tot een verdere onbalans van nutriënten ten opzichte van N (zie bv. De Vries et al. (2019B)). Dit is ook terug te zien in de nutriëntgehalten in bomen, waarin de gehalten stikstof hoger en de gehalten van de overige nutriënten lager zijn dan in buitenlandse literatuur aangegeven (De Jong et al., 2022).

### **Aanbeveling voor verder onderzoek**

De vergelijking tussen de twee steekproeven geeft een duidelijk beeld van veranderingen. Maar omdat het om verschillende steekproeven gaat, is er altijd een marge van onzekerheid rondom de grootte van de waargenomen verandering. Daarnaast is niet altijd duidelijk waardoor veranderingen zijn beïnvloed. Het is daarom gewenst om de locaties van 1990 opnieuw te bemonsteren. Daarmee kan een nauwkeurigere inschatting van veranderingen gemaakt worden. Maar daarnaast kan ook beter onderzocht worden onder welke omstandigheden veranderingen optreden, ofwel wat het effect is van bijvoorbeeld bodemtype, boomsoort, ondergroei en depositieniveau.

Om een nauwkeurigere inschatting te maken van de toestand van bosbodems en veranderingen voor het gehele Nederlandse bos zou daarnaast een weging gemaakt moeten worden naar boomsoort en bodemtype. Echter niet van alle boomsoorten en bodemtypen zijn monsters genomen, omdat er anders te weinig waarnemingen per combinatie waren. Het wordt aanbevolen om van de meest relevante missende boomsoorten en bodemtypen aanvullende bemonstering(en) uit te voeren.

---

## 5 Summary

For the forests on the (poor) sandy soils, the structure of the humus profile together with the upper layers of the mineral soil is an important sink for carbon. In addition, the humus profile makes an important contribution to minerals and the moisture supply for the vegetation. Good information about the profile structure, quality and thickness of the ectorganic layers (L, litter, F, fragmented, H, humus) under forest with different vegetation is desirable to gain insight into the storage of carbon in forest soils. The quantities stored depend on the soil type, tree species and management.

The aim of this project is to obtain reliable data on carbon stocks in soil and ectorganic layers for the most important Dutch tree species and soils. In addition, this project will contribute to a better method to convert the ectorganic layers measurements in the NFI (national forest inventory) into the estimated amount of carbon for the LULUCF reporting.

Additional analyses for nutrients have been performed to gain more insight into the changes in forest soils, and to possibly establish a relationship with growth in NFI plots. Its results have not been compared with those of the 1990 sampling (De Vries and Leeters, 2001) to gain insight in the development of forest soils.

In 2020 and 2021 sampling was carried out at 223 points of the NFI (198 on sandy soils and 25 on clay soils). A description of the tree layer, shrub layer, ground vegetation and humus profile was made of the measurement points. The data will be included in a separate report. Samples were taken from 4 soil layers:

- The LF layer, this is the upper part of the ectorganic layers, with the L layer with the still recognizable plant parts and the F layer in which the plant parts have been reduced in size (fragmented);
- The H-layer, in which organic material is (almost) fully humified;
- 0 - 30 cm mineral topsoil;
- 30 - 100 cm mineral substrate.

The thicknesses and volumes of the LF and H layers were determined and dry weights per volume were measured. Carbon and nitrogen contents were determined for all samples. The phosphorus content of the mineral topsoil and the litter layers was determined. The calcium, potassium and magnesium contents of the ectorganic layers were determined accordingly. Finally, the loss on ignition, the cation exchange capacity and the base saturation of the mineral topsoil were also determined.

### **Ectorganic layers**

The thickness of the ectorganic layers on sandy soils is on average 4.7 cm for the LF layer and 2.5 cm for the H layer. They are virtually absent on clay soils. The conifer species Norway spruce and Japanese larch have on average the thickest ectorganic layers and pedunculate oak and birch the thinnest. The differences between the soil types within sandy soils are less clear. In general, the thicknesses of the LF layer appear to have decreased compared to 1990, while those of the H layer have increased. This may be an effect of a different method of profile description, where in 1990 only the Hh layer may have been designated as H, while now the Hr layer has also been included in the H layer. The method of sampling may have had an effect. In 1990, samples were taken with a cylinder of approximately 15 cm in diameter, while in this study this was done with a topsoil sampler with app. 9.4 by 3.8 cm area. The latter could slightly depress the LFH layer. This may also indicate further litter conversion, but the age of the forest growing site will also play a role. In 1990, some of the stands were still relatively young. Forests from the 1930s were then 60 years old, now over 90 years. As a forest grows, the thickness of the H layer increases. In an equilibrium situation, thicknesses of L and F layers remain more or less constant, while the H layer increases in thickness. The decrease in the thickness of L and F layers may be related to faster degradation. In the case of Scots pine, Japanese larch and Douglas fir, this may be partly due to the fact that there is more mixing with deciduous tree species in the understory.

---

## Carbon

The carbon contents clearly differ between the soil layers of sandy soils. The C contents in the LF layer are the highest at 388 g/kg. In the H layer, the C contents are clearly lower (289 g/kg). In the mineral topsoil (0-30 cm) the C contents average 26 g/kg and in the mineral subsoil (30-100 cm) are relatively small (8.8 g/kg). In clay soils, the C content of the topsoil is on average 36 g/kg, and that of the subsoil is 30 g/kg. This relatively high content in the subsoil is partly due to peaty layers in the lower subsoil.

The total carbon stocks in the soil up to 100 cm depth and the ectorganic layers on sandy soils averaged 227 tons C/ha for the seven tree species. The largest part of this, 100 tons C/ha, is in the mineral topsoil (0-30 cm), while 85 tons C/ha is in the mineral subsoil (30-100 cm). The total stock in the humus layer is on average 42 tons C/ha, of which 27 in the LF and 17 in the H layer. The difference in total stocks is relatively small between the tree species, but they are greatest in Norway spruce and Japanese larch. The carbon stocks on the clay soils are considerably higher, namely an average of 421 tons C/ha, of which 137 tons C/ha in the topsoil, while the LFH layers are (virtually) absent.

The carbon levels in the ectorganic layers are clearly lower in 2020-2021 than in 1990. This indicates more mixing with mineral soil. In addition, the share of the H layer in the litter layers has increased (see above). The carbon density has a slightly negative relationship with the thickness of the litter layers (the thicker the layer, the less carbon per volume) and averages 57 g/l.

The carbon stocks in the ectorganic layers and mineral topsoil (0 – 30 cm) are clearly higher in 2020-2021 than in 1990. The difference (recent sampling minus 1990 sampling) between the two samplings is 5.0 tons C per ha for the ectorganic layers and 34.2 tons C per ha for the mineral topsoil. The difference in the ectorganic layers is explained by a difference in the softwood species. It is striking that the C stocks in the ectorganic layers are almost the same for beech, while those for pedunculate oak have decreased. The differences in C stocks of mineral topsoil between the samplings are particularly large for Norway spruce, Japanese larch and beech. When corrected for differences in sample composition, they indicate increases of 0.17 ton C per hectare per year for the ectorganic layers and 0.32 ton C per hectare per year for the topsoil, totaling 0.5 ton C per hectare per year.

The calculations by De Jong et al. (2015) show that the total carbon supply from trees (leaves, branches, roots, fruits, no trunks at a C content of 50% in the biomass) to the soil differs strongly between tree species and growth classes differ. For Douglas fir (growth class 10) this is estimated at approx. 2.8 tons C per ha per year, for Scots pine (growth class 6) this is 2.1 tons C per ha per year, for beech (growth class 8) it is 3.9, and for oak (growth class 6) this is 4.4 tons of C per ha per year. In addition, there is also supply from the shrub layer and ground vegetation, but these are more difficult to estimate, and they are not in all forests present. Most of the C supply is therefore broken down, but an important part contributes to stock building in and on the soil.

## Nitrogen

The C/N ratios for sandy soils are mostly between 20 and 25, with an average C/N ratio of 23.7 for the mineral top soils (0 - 30 cm), but for the clay soils the C/N ratios are around 15. The differences between the soil layers within a soil type are relatively small. The distribution of nitrogen stocks in the soil therefore broadly follows that of carbon. The nitrogen reserves on sandy soils average 1,772 kg N per ha in the ectorganic layers and 4,175 kg N per ha in the mineral topsoil. The total stock, including the mineral subsoil (30 - 70 cm), amounts to 9,783 kg N per ha. The nitrogen stocks in the clay soils are considerably higher than on the sandy soils, namely an average of 28,033 kg N/ha. Of this, 18,182 kg N/ha is in the mineral substrate.

The C/N ratios of the ectorganic layers of the 2020-2021 sample with an average of 23.4 are lower than that of 26.8 of the 1990 sample. Also for the mineral topsoil, the C/N ratios in the 2020-2021 sample are lower than those of 1990, and this applies to all tree species. This means that the organic matter has become richer on average, and that the stock of nitrogen has increased proportionally more than that of carbon. The nitrogen stocks of both the ectorganic layers and the mineral topsoil are higher in the 2020-2021 sample than in 1990. An average increase can be seen for all tree species except oak, which can also be explained by a decrease in organic matter (carbon) in the layers for that species in 2020-2021 compared to 1990. If

---

the effect of tree species and soil type is taken into account, the difference is 340 kg/ha. That would mean an increase of 11 kg per hectare per year.

The nitrogen stocks of the topsoil are also clearly higher in the 2020-2021 sample than in 1990 (higher for all tree species). After correction for differences in tree species and soil types, the difference is 689 kg per ha, which would indicate an increase of 22 kg per hectare per year. The total increase is thus 33 kg per ha per year. This indicates ample availability of N, which we also see in the levels of N in the wood of trees (de Jong et al., 2022).

In the early 1990s, the deposition of nitrogen in the Netherlands amounted to approximately 2700 mol per ha per year, or 38 kg per ha per year, but it could be double that on the forested sandy soils, to more than 6000 mol per ha per year (De Vries and Leeters, 2001). Currently, the average N deposition for the Netherlands is approximately 1500 mol per ha per year, or 21 kg per ha per year (CLO, 2023). However, forest captures more deposition than is measured in the open field. This is higher for coniferous species than for broadleaved species, and important factors for capture are greater tree height, leaf index, and crown density (De Schrijver et al., 2007). De Vries and Jansen (1994) calculated for 150 forest stands an average N deposition of 58 kg per ha per year for the early 1990s. In 2020, the deposition of the sampling points from 2020-2021 averaged 1670 mol or 23.4 kg per ha based on the 2020 GDN deposition file from RIVM (2023). However, the deposition values of the RIVM are averages of a 500 x 500 m grid cell. Especially at points in grid cells that also contain open terrain (grassland, heathland), the value of the grid cell can give an underestimation of the value of the forest, because forests generally catch more nitrogen than an open terrain.

Not all nitrogen inputs are stored in the soil. A part is stored in the biomass, especially in trunk wood. Accumulation of nitrogen in logs differs between growth classes and tree species and varies from, for example, roughly 3.7 kg per ha per year for Scots pine (growth class 6) to 7.8 kg per ha per year for beech (growth class 8) (based on De Jong et al, 2015). Part of this is returned to the soil when trees die. However, leaching should also be taken into account. De Vries and Jansen (1994) calculated an average N leaching of 12 kg per ha per year. More recent measurements in groundwater and soil moisture (not yet published) indicate a leaching of a few kg to approx. 15-20 kg per ha per year, but on average less than 10 kg per ha per yr. The increase in the N supply in the soils therefore seems to fit into a range of simple budget calculations, but the differences between locations will be large for all components.

### **Phosphorus**

The estimated P stock in mineral topsoil (0 – 30 cm) in sandy soils averages 455 kg per ha, and the median is 320 kg per ha. With oak this stock is clearly higher than with the other tree species, namely 759 kg per ha. The median value for P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> is 18 mg/100g. A value of 20 is low for many tree species (40 – 60 is preferred), and this is already on the low side for undemanding species (Scots pine). More than 50% of the measured locations on sandy soils therefore have a low value. In the clay soils, the P stock is an average of 1,385 kg per ha in the topsoil.

The P stocks for both the topsoil and the ectorganic layer do not differ significantly between 1990 and 2020-2021. This is in line with expectations since – relative to the stocks – there is only little input of P via weathering or deposition, there is little leaching, and little is fixed in the biomass (De Vries et al., 2019A).

### **Acidity, base saturation and CEC**

The topsoils have a field-measured acidity of 3-4. It is striking that the topsoil of 0-20 cm is more acidic for birch, Douglas fir and Scots pine, with a median pH-field of 3.2-3.4, than for beech, Norway spruce and Japanese larch, with medians pH- field of 3.8-4.0.

The cation exchange capacity is on average 40 meq per kg. The exchange complex is occupied for the most part (75% on average) by Al while Ca, K and Mg occupy an average of 4.9%, 1.2% and 1.3% respectively. The total base saturation of the tree species Douglas fir, Scots pine, birch and pedunculate oak (not all tree species were measured) is on average 6.2%. The saturation of Ca, K and Mg correspond to an average of 172, 63 and 27 kg per ha, respectively.

The CEC is on average higher than in 1990, which can be partly explained by the increased organic matter content. The base saturation is lower than in 1990, while the share of aluminum is higher than in 1990. This is in line with the expectation that continued acidification will lead to a further decrease of Ca, K and Mg at the CEC, which is partly due to aluminum and partly to replacement by H<sup>+</sup>.



---

### **Nutrients in ectorganic layers**

The ectorganic layers contain an average of 223 kg Ca, 59 kg K and 55 kg Mg per ha. Roughly 3/4<sup>th</sup> (Ca) to 2/3<sup>rd</sup> (K, Mg) of this is in the LF layer. The stocks of Ca and Mg in the ectorganic layers are on average greater than what is stored at the exchange complex in the upper 30 cm of the mineral soil, while the K stores are more or less equal.

The Ca stock in the ectorganic layers is on average 13 kg per ha higher in 2020-2021 than in 1990 (taking into account soil types and tree species distribution in the samples), which implies an increase of 0.42 kg per year per year, but the difference is not significant. Significant are a lower K stock of 21 kg per ha (0.68 kg per ha per yr) and a higher Mg stock of 11.4 kg per ha (0.37 kg per ha per yr).

Accumulation of Ca and Mg in the LFH layer is limited in relation to its annual supply through deposition and weathering. This supply amounts to 7 – 10 kg per ha per year for Ca and 3 – 9 kg per ha per year for Mg, depending on soil type and deposition level (based on De Vries et al., 2019A).

### **Comparison of samples**

In this study the results of two samples were compared. This comparison indicates that forest soils have changed over the past 30 years. The amount of carbon in the ectorganic layers and the mineral topsoil (0 – 30 cm) have increased. That can be seen as a positive development. The forests sequester carbon, which is beneficial for climate mitigation, and more carbon in the soil is beneficial for water and nutrient retention. The amount of nitrogen in the litter layers and topsoil has increased, with deposition being the only likely cause. This increase is unfavourable, certainly in combination with the limited availability of other nutrients and can lead to vitality problems for trees, soil microorganisms and fauna (see e.g. De Vries et al., 2019B). The forest soils are further acidified, which is reflected in a higher saturation of aluminum and a lower saturation of Ca, K and Mg at the exchange complex. The higher saturation of aluminum can be harmful to soil fungi and tree roots, while a decrease in Ca, K and Mg leads to a further imbalance of nutrients relative to N (see e.g. De Vries et al., 2019B). This is also reflected in the nutrient contents in trees in The Netherlands, in which the nitrogen contents are higher and the contents of the other nutrients are lower than indicated in reference literature (De Jong et al., 2022).

The comparison between the two samples gives a clear picture of changes. But because the samples locations are different, there is always a margin of uncertainty around the size of the observed change. In addition, it is not always clear what influences changes. It is therefore desirable to sample the locations from 1990 again. This allows a more accurate estimate of changes to be made. But in addition, it would also be better to investigate under what circumstances changes occur, or what the effect is of, for example, soil type, tree species, undergrowth and deposition level.

### **Recommendation for further research**

In order to make a more accurate estimate of soil properties and changes for the entire Dutch forest, a weighting should also be made according to tree species and soil type. However, samples were not taken from all tree species and soil types, as would have been too few observations per combination. Additional sampling of the most relevant missing tree species and soil types is therefore recommended.

---

# Literatuur

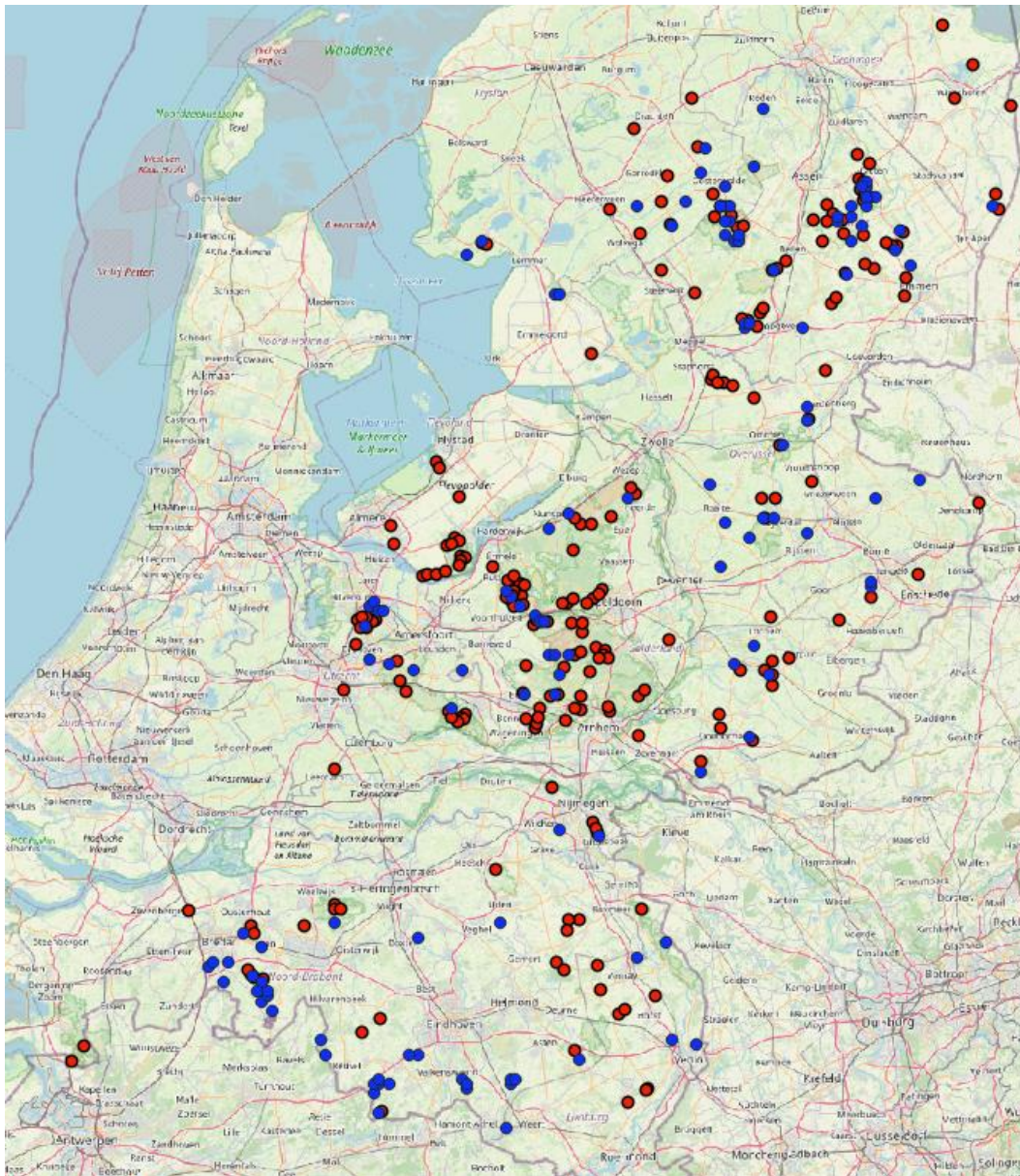
- Arets, E.J.M.M., S.A. van Baren, C.M.J. Hendriks, H. Kramer, J.P. Lesschen and M.J. Schelhaas, 2023. Greenhouse gas reporting of the LULUCF sector in the Netherlands. Methodological background, update 2023. Wot-technical report 238. Statutory Research Tasks Unit for Nature & the Environment (WOT Natuur & Milieu), Wageningen UR, Wageningen, The Netherlands.
- Bakker, G., Heinen, M., Gooren, H.P.A., De Groot, W.J.M & Peters, P.D., 2020. Hydrofysische gegevens van de bodem in de Basisregistratie Ondergrond (BRO) en het Bodemkundig Informatie Systeem (BIS); Update 2019. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu. WOT-technical report 186. 132 p. <https://edepot.wur.nl/526509>
- Bijlsma, R.J., S.P.J. van Delft, R. Loeb en R. Bobbink, 2020. Kansen voor oude droge heide in het heidelandschap. Rapport nummer 2020/OBN240-DZ, VBNE, Driebergen.
- Cate, J.A.M. ten, Van Holst, A.F., Kleijer, H. & Stolp, J., 1995. Handleiding bodemgeografisch onderzoek; Richtlijnen en voorschriften; Deel A: Bodem. Wageningen, SC-DLO. Technisch document 19A. 222 p. CLO, 2023. [www.clo.nl/indicatoren/nl0189-stikstofdepositie](http://www.clo.nl/indicatoren/nl0189-stikstofdepositie)
- De Jong, J.J., B. van Delft en K. Hendriks, 2021. Koolstof in bosbodems. Metingen 2020. Werkdocument, Wageningen, Wageningen Environmental Research, 39 p.
- De Jong, J.J., J. Bloem, S.P.J. v. Delft, P.W.F.M. Hommel, A. Oosterbaan en R.W. de Waal, 2015. Ecologie van bosbodems; Een verkennende studie naar ecologisch functioneren van bosbodems op zandgronden. Wageningen, Alterra Wageningen UR (University & Research centre), Alterra-rapport 2657.
- De Jong, J.J., W. de Vries, H. Kros en J. Spijker, 2022. Impacts of harvesting methods on nutrient removal in Dutch forests exposed to high nitrogen deposition. In: *Annals of Forest Science*, 79, 33.
- De Schrijver, A., G. Geudens, L. Augusto, J. Staelens, J. Mertens, K. Wuyts, L. Gielis en K. Verheyen, 2007. The effect of forest type on throughfall deposition and seepage flux: a review. *Oecologia*, 153, 663 – 674
- De Vos, 2009. Uncertainties of forest soil carbon stock assessment in Flanders. Doctoral dissertation no. 865 of the Faculty of Bioscience Engineering of the K.U. Leuven, 318 p.
- De Vries, W., A. de Jong, J. Kros and J. Spijker, 2019A. Het effect van houtoogst op nutriëntenbalansen in bossen op zandgronden. Onderbouwing van een adviessysteem. WenR rapport 2923, 78 p.
- De Vries, W. en E.E.J.M. Leeters, 2001. Chemical composition of the humus layer, mineral soil and soil solution of 150 forest stands in the Netherlands in 1990. Wageningen, Alterra, Green World Research. Alterra-Report 424.1. 114 p.
- De Vries, W., M. Weijters, A. de Jong, B. van Delft, J. Bloem, A. van den Burg, G.J. van Duinen, E. Verbaarschot en R. Bobbink, 2019B. Verzuring van loofbossen op droge zandgronden en herstelmogelijkheden door steenmeeltoediening. Driebergen, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren, Rapport 2019/OBN229-DZ, 141 p.
- De Vries, W. en P.C. Jansen, 1994. Effects of acid deposition on 150 forest stands in the Netherlands; 3. Input output budgets for sulphur, nitrogen, base cations and aluminium. Wageningen, DLO Winand Staring Centre. Report 69.3 60 pp.; 12 Figs; 21 Tables; 38 Refs; 1 Annex.
- Dijk, P., B. van Delft & R. De Waal, 2023. Bodem- pH-, en humusprofielen Koolstof in bosbodems. Wageningen, Wageningen Environmental Research. PorVIVis-rapport.
- Dohrmann, R., 2006. Cation exchange capacity methodology I: An efficient model for the detection of incorrect cation exchange capacity and exchangeable cation results. *Applied Clay Science*, 34, p. 13-37.
- Dumas, J.B.A., 1831. *Procedes de L'analyse Organique*. *Ann. Chim. Phys.*, 47, p. 198 – 205.
- Goodale, C. L., M. J. Apps, R. A. Birdsey, C. R. Field, L. S. Heath, R. A. Houghton, J. C. Jenkins, et al. 2002. Forest carbon sinks in the Northern hemisphere. In: *Ecological Applications*, p. 891 – 9.
- Hanegraaf, M.C., E. Hoffland, P.J. Kuikman en L. Brussaard, 2009. Trends in soil organic matter in Dutch grasslands and maize fields on sandy soils. In: *European Journal of Soil Science*, 60, p. 213-222.
- Hoekstra, C. en J.N.B. Poelman, 1982. Dichtheid van gronden gemeten aan de meest voorkomende bodemeenheden in Nederland. Wageningen, Stichting voor Bodem-kartering, Rapport nr. 1582, 47 p.
- Hommel, Patrick, Waal, Rein, Muys, Bart, Ouden, Jan den & Spek, Theo, 2007. Terug naar het Lindewoud; Strooiselkwaliteit als basis voor ecologisch bosbeheer. Zeist, KNNV.

- 
- Janowiak, M., W.J. Connelly, K. Dante-Wood, G.M. Domke, C. Giardina, Z. Kayler, K. Marcinkowski, T. Ontl, C. Rodriguez-Franco, C. Swanston, C.W. Woodall and M. Buford, 2017. Considering Forest and Grassland Carbon in Land Management. USDA Forest Service, General Technical Report WO-95
- Lesschen, J. P., H. Heesmans, J. Mol-Dijkstra, A. van Doorn, E. Verkaik, I. van den Wyngaert en P. Kuikman, 2012. Mogelijkheden voor koolstofvastlegging in de Nederlandse landbouw en natuur. Wageningen, Alterra, Alterra rapport 2396.
- Kemmers, R. H. & de Waal, R. W., 1999. Ecologische typering van bodems: Deel 1 Raamwerk en humusvormtypologie. Wageningen, Alterra. Alterra-rapport 667-1. 70 p.
- Morison, J., R. Matthews, G. Miller, M. Perks, T. Randle, E. Vanguelova, M. White and S. Yamulki, 2012. Understanding the carbon and greenhouse gas balance of forests in Britain. Scotland, Edinburgh, Forestry Commission, Forestry Commission Research Report.
- RIVM, 2023. [www.rivm.nl/gcn-gdn-kaarten/depositiekaarten/cijfers-achter-depositiekaarten/gdn-depositiebestanden-achterliggende-jaren](http://www.rivm.nl/gcn-gdn-kaarten/depositiekaarten/cijfers-achter-depositiekaarten/gdn-depositiebestanden-achterliggende-jaren)
- Schulp, C.J.E., G.J. Nabuurs, P.H. Verburg en R.W. de Waal, 2008. Effect of tree species on carbon stocks in forest floor and mineral soil and implications for soil carbon inventories. In: Forest Ecology and Management, 256, p. 482 – 490.
- Ten Cate, J.A.M., Van Holst, A.F., Kleijer, H. & Stolp, J., 1995A. Handleiding bodemgeografisch onderzoek; Richtlijnen en voorschriften; Deel A: Bodem. Wageningen, SC-DLO. Technisch document 19A.
- Ten Cate, J.A.M., Van Holst, A.F., Kleijer, H. & Stolp, J., 1995B. Handleiding bodemgeografisch onderzoek; Richtlijnen en voorschriften; Deel D: Interpretatie van bodemkundige gegevens voor diverse vormen van bodemgebruik. Wageningen, SC-DLO. Technisch document 19D.
- Van Delft, B., R. De Waal, R. Kemmers, P. Mekking, en J. Sevink, 2006. Field guide Humus Forms; Description and classification of humus forms for ecological applications. Wageningen, Alterra.
- Van Delft, S.P.J., De Groot, W.J.M. & Maas, G. J., 2017. Bodemkartering van een deel van Landgoed Twickel; Kartering bodem en grondwater met beoordeling bosbouwgeschiktheid en natuurpotentie. Wageningen, Wageningen Environmental Research. WEnR-rapport 2857. 114 p.
- Van Delft, B., Cruijssen, Joost, Harkema, Tom, Knotters, Martin & Dijk, Pieter, 2023. pH-profielen als indicator voor zuurbuffering in de bodem. Wageningen, Wageningen Environmental Research. WEnR-Rapport CONCEPT. 64 p.
- Van den Burg, J., 1999. Bodemchemische eigenschappen en elementvoorraden van de bodem in Nederlandse bossen. Resultaten van het onderzoek door "De Dorschkamp" in de periode 1950-1991. Wageningen, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, IBN-rapport 434.
- Van den Burg, J., P.H. Schoenfeld en J. Oude Voshaar, 1987. Veranderingen in groei en groeiplaats van twee generaties naaldboomopstanden op voormalige heidegronden in Drente. Wageningen, Rijksinstituut voor onderzoek in de bos- en landschapsbouw "De Dorschkamp", rapport nr. 491.
- Van den Burg, J., en W. Schaap, 1995. Richtlijnen voor mineralentoediening en bekalking als effectgerichte maatregelen in bossen. Wageningen, Rapport IKC Natuurbeheer 16, 63 p.
- Van Tol-Leenders, D., M. Knotters, W. de Groot, P. Gerritsen, A. Reijneveld, F. van Egmond, H. Wösten. 2019. Koolstofvoorraad in de bodem van Nederland (1998 – 2018). Wageningen Environmental Research, WEnR rapport 2974, 88 p.
- Zanella, Augusto, Ponge, Jean-François, Gobat, Jean-Michel, Juilleret, Jérôme, Blouin, Manuel, Aubert, Michaël, Chertov, Oleg & Rubio, José Luis (2018A). "Humusica 1, article 1: Essential bases – Vocabulary." In: Applied Soil Ecology, 122, p. 10-21.

# Bijlage 1 Overzicht van bemonsteringsmethoden

Literatuurbron	Bemonstering strooisel	Bemonstering minerale bodem	Bodemtype	GT	Boomsoort	Leeftijd boomsoort
Van den Burg en Schoenfeld, 1987	ruwe humus, mengmonster strooisellaag van 20 steken à 100 cm <sup>2</sup>	mengmonster laag 0-25cm per opstand 30 steken	Hn31, Hn32k, Hn41, Hn51, Hd31, Hd31k, Hd41, Hd51, Zvp41	II, III, IV, V, VI, VII, VIII	dg, jl, fs, ss	wel opgenomen, niet gerelateerd aan C-gehalten
Van den Burg, 1999 (overzicht onderzoek 1950-1991)	nee	laag 0-25cm wortelzone	alle bodemtypen NL (50.000 legenda) geen onderscheid in textuur	alle	gd, cd, od, fs, ss, jl, dg, po, ze, we, ei, ae, be, sw, besd, bu, es	Niet bekend
De Vries en Leeters, 2001	bemonstering L,vF en H met steekboor diam. 14,8 cm	bemonstering met steekguts diam 2,5 cm 20 steken per opstand van lagen 0-30 cm en 60-100 cm	Hn, Hd, Y, cY, Zn, Zb, Zd, EZ, pZg, Wp, KR/KT	II, III, IV, V, VI, VII, VIII	gd, cd/od, dg, fs, jl, ei, bu	boomhoogte ipv leeftijd
Schulp, 2009	bemonstering L, F, H monolith profile sampler 35 cm <sup>2</sup> , 10 steken	bemonstering lagen 0-10cm en 10-20 cm met monolith profile sampler 35 cm <sup>2</sup> , 10 steken	Y	VIII	gd, dg, jl, ei, bu	alle soorten 60 jaar, bu ook 170 jr
Lesschen et al., 2012		0-30 cm	onbekend	nat/droog	bossen met productiefunctie, vochtige bossen, droge loofbossen, droge naaldbossen	onbekend

## Bijlage 2 Locaties van meetpunten



Ligging van de meetpunten. Rood de punten van 2020-2021, blauw de punten van 1990.

## Bijlage 3 Resultaten analyse Generalised linear model

In deze bijlage zijn de resultaten weergegeven van regressieanalyses (Generalised linear model, in Genstat 19.1) waarmee de effecten van bodemtype, boomsoort en jaartal van bemonstering zijn geanalyseerd op de koolstof- en stikstofvoorraden. De jaartallen betreffen 1990 (Leeters en De Vries, 2001) en de metingen in voorliggende rapportage (2000 en deels 2001). Voor de vergelijking zijn enkeerdgronden die bij Leeters en De Vries (2001) in de steekproef zaten uit de gegevens verwijderd, omdat die bodemtypen in de steekproef van 2000-2021 ontbreken en als bodem sterk afwijken van de andere bodemtypen die wel in de steekproef zitten.

De boomsoorten betreffen berk (BE), beuk (BU), Corsicaanse den (CD), Douglasspar (DG), eik (EI), fijnspar (FS) en Japanse lariks (JL). Berk op humuspodzol in 1990 is als referentie gebruikt in de modellen.

### Organischestofgehalte bovengrond (0-30 cm) (g/kg)

Parameter	estimate	s.e.	t pr.
Constant	53,03	5,35	<,001
bo BU	-5,32	5,92	0,369
bo CD	-18,75	7,27	0,010
bo DG	-5,69	5,61	0,312
bo EI	-0,29	5,32	0,957
bo FS	2,49	6,09	0,683
bo GD	-10,63	5,25	0,044
bo JL	-0,25	5,90	0,967
bodemtype Moderpodzol	-13,81	2,92	<,001
bodemtype Vaaggrond	-20,36	2,87	<,001
jaar B2020	2,98	2,40	0,215

### Koolstofvoorraad bovengrond (0-30 cm) (kg/ha)

Parameter	estimate	s.e.	t pr.
Constant	112615	10726	<,001
bo BU	-9016	11873	0,448
bo CD	-39494	14583	0,007
bo DG	-12032	11248	0,286
bo EI	-3971	10666	0,710
bo FS	6890	12207	0,573
bo GD	-22697	10534	0,032
bo JL	-51	11823	0,997
bodemtype Moderpodzol	-30964	5851	<,001
bodemtype Vaaggrond	-45704	5760	<,001
jaar B2020	9787	4817	0,043

### Koolstofgehalte LFH-laag (kg/ha)

Parameter	estimate	s.e.	t pr.
Constant	330.4	19.7	<.001
bo BU	37.4	21.8	0.087
bo CD	18.4	26.8	0.492
bo DG	59.8	20.6	0.004
bo EI	-31.1	19.6	0.113
bo FS	86.8	22.4	<.001
bo GD	72.4	19.3	<.001
bo JL	99.6	21.7	<.001
bodemtype Moderpodzol	-45.5	10.7	<.001
bodemtype Vaaggrond	-4.0	10.6	0.704
jaar B2020	-34.28	8.84	<.001

### Koolstofvoorraad LFH-laag (kg/ha)

Parameter	estimate	s.e.	t pr.
Constant	31955	4326	<,001
bo BU	10128	4789	0,035
bo CD	-9950	5882	0,092
bo DG	8208	4537	0,071
bo EI	-6927	4302	0,108
bo FS	9315	4924	0,059
bo GD	9546	4249	0,025
bo JL	10500	4768	0,028
bodemtype Moderpodzol	-821	2360	0,728
bodemtype Vaaggrond	545	2323	0,815
jaar B2020	5152	1943	0,008

### Stikstofvoorraad LFH-laag (kg/ha)

Parameter	estimate	s.e.	t pr.
Constant	1409	176	<,001
bo BU	209	194	0,283
bo CD	-658	239	0,006
bo DG	168	184	0,363
bo EI	-283	175	0,106
bo FS	177	200	0,378
bo GD	54	172	0,757
bo JL	214	194	0,270
bodemtype Moderpodzol	-24,4	95,8	0,799
bodemtype Vaaggrond	-0,2	94,3	0,998
jaar B2020	340,5	78,8	<,001



### Stikstofvoorraad bovengrond 0-30 cm (kg/ha)

Parameter	estimate	s.e.	t pr.
Constant	4056	405	<,001
bo BU	-359	448	0,424
bo CD	-1336	550	0,016
bo DG	-376	424	0,376
bo EI	665	402	0,099
bo FS	94	461	0,838
bo GD	-907	397	0,023
bo JL	-291	446	0,515
bodemtype Moderpodzol	-870	221	<,001
bodemtype Vaaggrond	-1301	217	<,001
jaar B2020	689	182	<,001

### Fosforvoorraad bovengrond 0-30 cm (kg/ha)

Parameter	estimate	s.e.	t pr.
Constant	360,6	91,8	<,001
bo BU	84,0	102,	0,411
bo CD	15,0	125,	0,905
bo DG	126,4	96,2	0,190
bo EI	478,8	91,2	<,001
bo FS	63,0	104,	0,548
bo GD	48,5	90,1	0,591
bo JL	43,0	101,	0,669
bodemtype Moderpodzol	22,5	50,1	0,654
bodemtype Vaaggrond	-118,8	49,3	0,017
jaar B2020	-57,0	41,2	0,168

### Fosforvoorraad LFH (kg/ha)

Parameter	estimate	s.e.	t pr.
Constant	55,81	5,44	<,001
bo BU	2,22	6,02	0,713
bo CD	-24,92	7,40	<,001
bo DG	1,69	5,70	0,767
bo EI	-9,02	5,44	0,098
bo FS	2,76	6,19	0,656
bo GD	-1,93	5,34	0,719
bo JL	0,07	5,99	0,991
bodemtype Moderpodzol	4,01	2,97	0,179
bodemtype Vaaggrond	0,24	2,93	0,934
jaar B2020	2,73	2,45	0,265

### Calciumvoorraad LFH (kg/ha)

Parameter	estimate	s,e	t pr,
Constant	223,8	27,2	<,001
bo BU	10,7	30,1	0,722
bo CD	-116,2	36,9	0,002
bo DG	9,5	28,5	0,738
bo EI	12,8	27,2	0,637
bo FS	-23,6	30,9	0,445
bo GD	-24,9	26,7	0,352
bo JL	26,2	29,9	0,382
bodemtype Moderpodzol	-36,8	14,8	0,014
bodemtype Vaaggrond	-33,1	14,6	0,024
jaar B2020	12,8	12,2	0,296

### Kaliumvoorraad LFH (kg/ha)

Parameter	estimate	s,e	t pr,
Constant	78,2	11,6	<,001
bo BU	3,1	12,8	0,809
bo CD	-37,8	15,8	0,017
bo DG	-5,3	12,2	0,662
bo EI	4,6	11,6	0,689
bo FS	-4,6	13,2	0,728
bo GD	-3,7	11,4	0,746
bo JL	-7,8	12,8	0,540
bodemtype Moderpodzol	8,02	6,34	0,207
bodemtype Vaaggrond	10,05	6,24	0,108
jaar B2020	-20,83	5,22	<,001

### Magnesiumvoorraad LFH (kg/ha)

Parameter	estimate	s,e	t pr,
Constant	40,41	6,11	<,001
bo BU	7,36	6,76	0,277
bo CD	-17,17	8,31	0,040
bo DG	6,46	6,41	0,314
bo EI	1,24	6,11	0,839
bo FS	3,00	6,95	0,666
bo GD	-1,02	6,00	0,865
bo JL	11,09	6,73	0,101
bodemtype Moderpodzol	-0,02	3,34	0,996
bodemtype Vaaggrond	2,08	3,29	0,527
jaar B2020	11,39	2,75	<,001

---

Wageningen Environmental Research  
Postbus 47  
6700 AA Wageningen  
T 0317 48 07 00  
[wur.nl/environmental-research](http://wur.nl/environmental-research)

Wageningen Environmental Research  
Rapport 3265  
ISSN 1566-7197



---

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, 7.200 medewerkers (6.400 fte) en 13.200 studenten en ruim 150.000 Leven Lang Leren-deelnemers 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.

---



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



---

Wageningen Environmental Research  
Postbus 47  
6700 AB Wageningen  
T 0317 48 07 00  
[wur.nl/environmental-research](http://wur.nl/environmental-research)

Rapport 3265  
ISSN 1566-7197

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, 7.200 medewerkers (6.400 fte) en 13.200 studenten en ruim 150.000 Leven Lang Leren-deelnemers 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.

