

Bodemgezondheid onder de loep

Inzichten in de brede
bodemgezondheid van 27 bos-
en natuurgebieden
in Nederland

Testing for Life

Januari 2026



Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een automatisch gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Eurofins Agro.

Eurofins Agro stelt zich niet aansprakelijk voor eventuele schadelijke gevolgen die kunnen ontstaan bij het gebruik van gegevens uit deze uitgave.

Auteur: J.A. Reijneveld, K.M. Brotsma & M.P. Voogt

Datum: Januari 2026

Plaats: Wageningen

Eurofins Agro Testing Competence Centre

Binnenhaven 5
6709 PD Wageningen
The Netherlands

Telefoon +31 (0) 88 876 1010

E-mail agro@ftbnl.eurofins.com

Samenvatting

In dit onderzoek is de bodemgezondheid van 27 Nederlandse bos- en natuurgebieden beoordeeld aan de hand van fysische, chemische en biologische parameters. In totaal zijn 92 bodemmonsters geanalyseerd met behulp van de Bodemgezondheidsindicator (BGI), die zowel nutriëntenbeschikbaarheid als biologische activiteit en potentiële contaminanten integreert.

De onderzochte bodems kenmerken zich overwegend als zandig en zuur (gemiddelde pH 4,5; 45% < 4,0), met een lage kationen uitwisselingscapaciteit en beperkte buffercapaciteit. Het organische stofgehalte varieerde van 0,4 tot 74% (gemiddeld 5,8%). De plant beschikbare N (mediaan 16 kg N ha⁻¹) is 0.5% van de totale (organische) bodemstikstof (mediaan 4000 kg N ha⁻¹). De C/N-, C/P- en C/S-verhoudingen waren relatief hoog, indicatief voor nutriëntbeperking, in het bijzonder voor fosfor. Het plant beschikbare P lag bij 74% van de monsters op of onder de rapportagegrens.

Voor diverse nutriënten, waaronder Ca, B en Mo, werden lage beschikbaarheden vastgesteld (≥60% op of onder de rapportagegrens), terwijl de gehalten aan (zware) metalen over het algemeen laag waren. De aluminiumwaarden (gemiddeld 28 mg kg⁻¹, CaCl₂-extract) liggen echter boven de ecologisch kritische drempel.

De resultaten wijzen op wijdverspreide zure bodemcondities en nutriëntenbeperkingen in Nederlandse bos- en natuurgronden. Deze factoren beperken de veerkracht en het functioneren van bodems, en onderstrepen de noodzaak van herstelmaatregelen gericht op verhoogde nutriëntenbeschikbaarheid en verbeterde bufferwerking. Omdat een voldoende voorraad aan essentiële nutriënten niet alleen cruciaal is voor flora, maar ook voor fauna, kunnen lage nutriëntenniveaus bovendien doorwerken in de gehele voedselketen.

Inhoudsopgave

Samenvatting	3
Inleiding	6
Materiaal & Methoden	7
Resultaten & Discussie	10
Het fundament, bodem fysische kengetallen	11
Kleihumus-complex	12
Zoutindexen	14
Koolstofopslag	14
Bodem biologische kenmerken	15
Essentiele nutriënten	18
Stikstof en zwavel	18
Fosfaat.....	19
Essentiele nutriënten, voedingstoestand bodem	22
Potentiele verontreinigingen	24
Richtlijnen voor verbeteringen	25
ABCDE-Score	26
Conclusie & Aanbevelingen	28
Conclusies	28
Algemeen beeld bodemgezondheid	28
Voedingstoestand en nutriëntenbeschikbaarheid	29
Biologische bodemkwaliteit	29
Koolstofopslag en veerkracht	29
Verzuring en zware metalen	29
Ecologische en functionele implicaties	30
Aanbevelingen	30

Bodem	30
Onderzoek	30
Beleid	31
Referenties	33

Inleiding

De bodem vormt de basis van natuurlijke ecosystemen; zij bepaalt niet alleen welke plantensoorten zich kunnen vestigen, maar ook in welke mate biodiversiteit behouden blijft. Bodemkenmerken zoals zuurtegraad (pH), organische stofgehalte, nutriëntenbeschikbaarheid en de aanwezigheid van zware metalen spelen daarbij een cruciale rol voor de structuur, functie en duurzaamheid van natuurgebieden. De gezondheid van bossen en natuur staat in Nederland sterk in de maatschappelijke belangstelling, met name in relatie tot stikstof. Zo kan stikstof- en zwaveldepositie bijdragen aan verdere verzuring en een verschuiving naar algemene, snelgroeïende soorten, terwijl specialistische soorten onder druk komen te staan, wat een risico kan vormen voor biodiversiteit (Bobbink et al., 2010). Recent onderzoek laat bovendien zien dat de bodem in Natura 2000-bossen verder verzuurt, wat wijst op aanhoudende en ernstige verzurende processen (Skidmore et al., 2024).

Systematisch grondonderzoek in bos- en natuurgebieden is tot nu toe relatief beperkt toegepast. Toch benadrukken recente studies dat inzicht in bodemgezondheid essentieel is voor het duurzaam beheer van bossen en natuur, omdat bodemprocessen de veerkracht en biodiversiteit van ecosystemen sterk beïnvloeden. Dit sluit aan bij internationale beleidsontwikkelingen, zoals de recente EU Soil Monitoring Law, die het monitoren van fysische, biologische en chemische bodemkenmerken ook voor natuurgebieden expliciet stimuleert (Wellbrock et al., 2024).

Dit onderzoek richt zich op de bodemgezondheid in Nederlandse natuurgebieden. Daarbij is gekeken naar de fysische, biologische en chemische samenstelling van de bodem, de status van organische stof en de aanwezigheid van mogelijke contaminanten (waaronder biologisch beschikbare (zware) metalen). Daartoe zijn 27 natuurgebieden bemonsterd in 10 provincies. In dit rapport wordt de huidige bodemgesteldheid beschreven en worden de resultaten in hun ecologische context geduid.

Materiaal & Methoden

In dit onderzoek zijn 27 Nederlandse natuurgebieden bemonsterd (in totaal 92 bodemmonsters) (Brolsma et al, 2025). Het betreft de volgende locaties: *Besseldersbos*; *Bloeidaal (Amersfoort)*; *Drents-Friese Wold*; *Koolmansdijk*; *Kootwijk*; *Korenburgerveen*; *Kuinderbos*; *Landgoed Beerschoten*; *Landgoed Maarsbergen*; *Laude*; *Loonse en Drunense Duinen*; *Nieuwe Drostediep*; *Nieuwkoopse Plassen*; *Noordhollands Duinreservaat*; *Noordoever Lek*; *Oud Kolland*; *Renderklippen*; *Schammer (Amersfoort)*; *Schoorlse Duinen*; *Springendal*; *Utrechtse Heuvelrug*; *Veluwe e.o.*; *Voornes Duin*; *Vughtse Heide*; *Wierdenseveld*; *Wijnjeterperschar*; en *Zuna*. Zie ook *Figuur 1*.



Figuur 1. Locaties van de bodemmonsters die zijn verzameld binnen 27 Nederlandse natuurgebieden. De kaart toont de geografische verdeling van de bemonsterde punten, in relatie tot Natura 2000-gebieden en Nationale Parken.

De monsters zijn in de winter van 2024/2025 verzameld met een gutsboor volgens het protocol dat ook benut is voor het CC-NL project (Van Tol-Leenders et al., 2019) en geanalyseerd in het laboratorium van Eurofins en vervolgens geanalyseerd via de Bodemgezondheidsindicator (Reijneveld & Oenema, 2025). Er is gekeken naar fysische, biologische en chemische (hoofd-, sporen- en nuttige nutriënten) en daarnaast ook naar mogelijke contaminanten (Al, As, Cd, Cr, Pb, Sn, Ti, V) en naar organische (kool)stof kengetallen. De hoofd-, sporen- en nuttige elementen en ook de (zware) metalen zijn bepaald via 0.01 M CaCl₂ extractie (zie kader). De rapportagegrenzen van de gemeten kengetallen zijn weergegeven in Tabel 1.

Plant beschikbare nutriënten via 0.01 M CaCl₂

Het gebruik van 0,01 M CaCl₂-extracties biedt duidelijke voordelen ten opzichte van traditionele totaal- of semi-totaalbepalingen. Deze methode geeft een maat voor de intensiteit van nutriënten in de bodemoplossing en sluit daarmee beter aan bij de actuele opname door planten. In tegenstelling tot totale bepalingen, die de volledige (en vaak gedeeltelijk onbeschikbare) voorraad weergeven, levert de CaCl₂-extractie veelal een betrouwbaardere relatie tussen bodemcijfers en gewasrespons. Bovendien is de methode relatief eenvoudig, milieuvriendelijk en arbeidsveilig, omdat gewerkt wordt met een verdunde zoutoplossing in plaats van met (agressieve) zuren. Daarmee vormt de CaCl₂-extractie een praktisch en duurzaam alternatief voor routinematige bodemanalyses, zeker in natuur- en bosgronden waar de nutriëntenbeschikbaarheid vaak laag en sterk dynamisch is.

Voor verdere details, met name over de afzonderlijke gebieden, zie rapport De bodemgezondheid van 27 Nederlandse natuurgebieden (Brolsma et al. 2025).

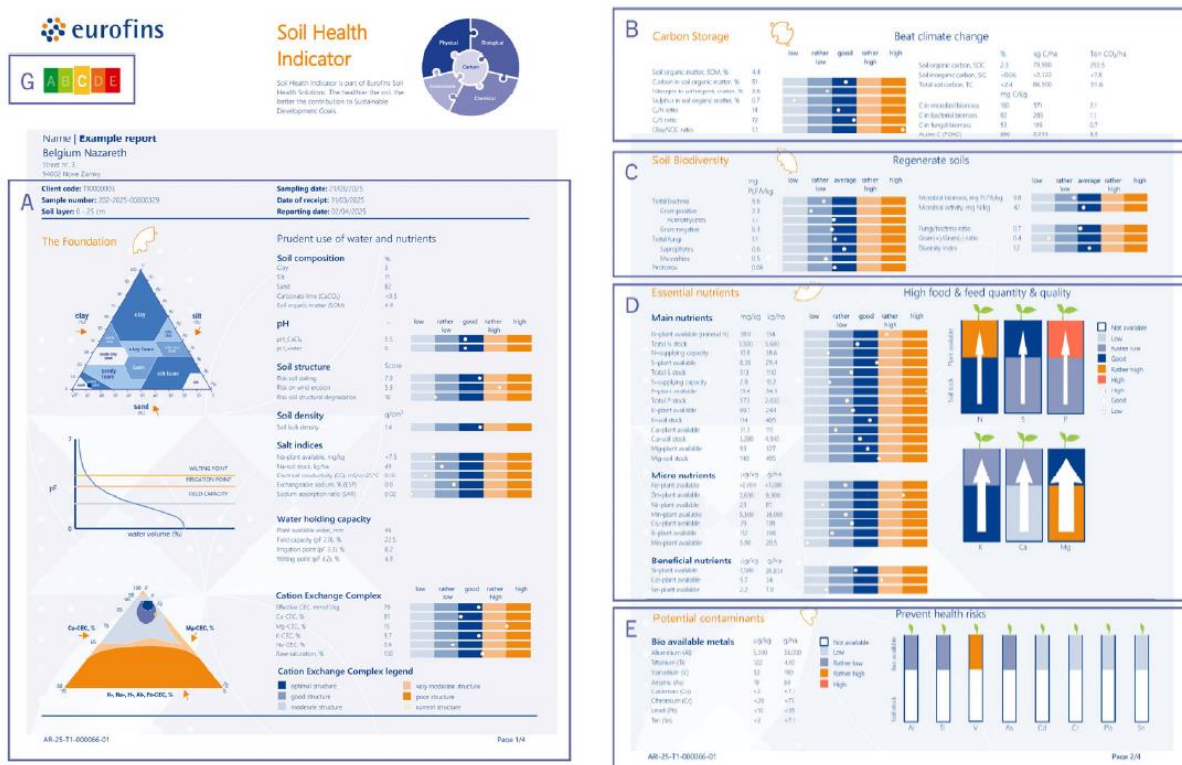
In de tabellen met beschrijvende statistische kengetallen benutten we onder andere percentielwaarden. De percentielwaarden (P10 en P90) geven de spreiding van de gegevens weer; P10 is de waarde waaronder 10% van de metingen valt, en P90 de waarde waaronder 90% van de metingen valt.

Tabel 1. Rapportagegrenzen (ondergrenzen) voor nutriënten, nuttige elementen, bio-beschikbare (zware) metalen en natriumzout in 0.01 M CaCl₂ extract en calcium in water. De rapportagegrens geeft de laagste concentratie aan waarvoor kwantitatieve rapportage in de analyse mogelijk is. Waarden onder deze grens worden als niet betrouwbaar kwantificeerbaar beschouwd.

Elementen	Afkorting	Rapportagegrens	Eenheid
<i>Hoofdelementen</i>			
Nitraat	NO ₃ ⁻	3,0	mg kg ⁻¹
Ammonium	NH ₄ ⁺	2,0	mg kg ⁻¹
Zwavel	S	2,0	mg kg ⁻¹
Fosfor	P	0,2	mg kg ⁻¹
Kalium	K	10	mg kg ⁻¹
Calcium	Ca	0,1	mmol L ⁻¹
Magnesium	Mg	5,0	mg kg ⁻¹
<i>Sporenelementen</i>			
IJzer	Fe	2,0	µg kg ⁻¹
Zink	Zn	0,1	µg kg ⁻¹
Nikkel	Ni	20	µg kg ⁻¹
Mangaan	Mn	0,25	µg kg ⁻¹
Koper	Cu	20	µg kg ⁻¹
Borium	B	75	µg kg ⁻¹
Molybdeen	Mo	3,0	µg kg ⁻¹
<i>Nuttige elementen</i>			
Silicium	Si	3,0	µg kg ⁻¹
Kobalt	Co	2,5	µg kg ⁻¹
Selenium	Se	2,0	µg kg ⁻¹
<i>Bio-beschikbare metalen</i>			
Aluminium	Al	600	µg kg ⁻¹
Titanium	Ti	100	µg kg ⁻¹
Vanadium	V	3,0	µg kg ⁻¹
Arseen	As	2,0	µg kg ⁻¹
Cadmium	Cd	2,0	µg kg ⁻¹
Chroom	Cr	2,0	µg kg ⁻¹
Lood	Pb	10	µg kg ⁻¹
Tin	Sn	2,0	µg kg ⁻¹
<i>Zouten</i>			
Natrium	Na	7,5	mg kg ⁻¹

Resultaten & Discussie

Figuur 2 illustreert de resultaten die met de Bodemgezondheidsindicator (BGI) zijn verkregen. De presentatie van de bevindingen volgt in grote lijnen de opbouw van het BGI-verslag, ofwel eerst het bodem fysische deel, gevolgd door de koolstof-kengetallen, de biologische bodemkengetallen, essentiële (en nuttige) chemische bodemkengetallen, en daarna de mogelijke contaminanten. We sluiten af met richtlijnen voor verbetering van de bodemgezondheid en een ABCDE-score (Reijneveld & Oenema, 2025).



Figuur 2. Het Bodemgezondheidsindicator-rapport heeft diverse 7 secties, (A) bodem fysisch deel (B) koolstof-kengetallen, (C) biologische bodemkengetallen, (D) essentiële (en nuttige) chemische bodemkengetallen, (E) mogelijke contaminanten, (F) richtlijnen voor verbetering van de bodemgezondheid (niet gegeven in bovenstaand voorbeeld) en een (G) ABCDE-score (Reijneveld & Oenema, 2025).

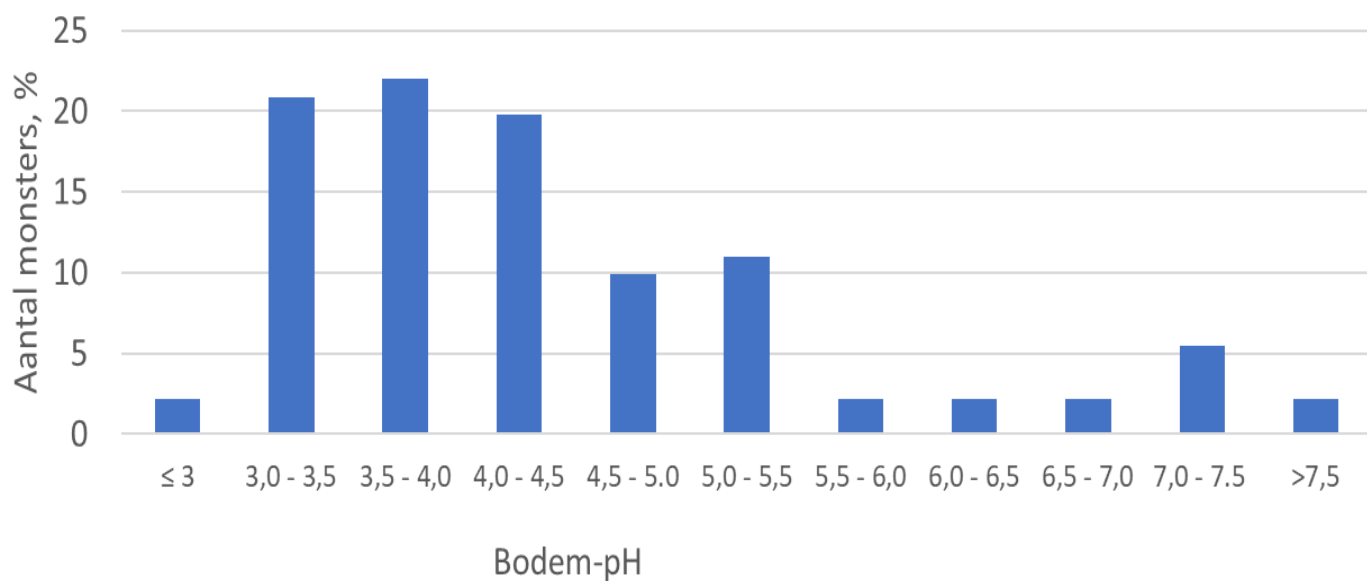
Het fundament, bodem fysieke kengetallen

De bodems in deze dataset zijn overwegend zandig (gem. 81% zand), met lage gehalten aan klei (gem. 3%) en silt (gem. 10%). Het organische stofgehalte varieert sterk (0,4–74%), met een gemiddelde van 5,8%. Het potentieel plant beschikbaar water varieert aanzienlijk (20–230 mm), vooral vanwege de verschillen in textuur en organische stofgehalten, met een gemiddelde van 47 mm (Tabel 2). De pH (CaCl₂) ligt gemiddeld op 4,5. Bijna 45% heeft een pH onder de 4, 18% onder de 3,5, maar er zijn ook gebieden (8%) bemonsterd waar de pH boven de 7 ligt.

De pH is in het 0.01 M CaCl₂ extract gemeten. In andere onderzoeken wordt de pH ook wel met KCl gemeten. Met name bij lagere pH-waarden (zure bodems) is de pH gemeten in KCl doorgaans lager (0,5 eenheden) dan de pH gemeten in CaCl₂ (e.g. Mosley, L. M., 2024). De calciumcarbonaatgehalten zijn gemiddeld zeer laag (gem. 1%), met uitschieters naar 7% (Tabel 2).

Tabel 2. Statistische kengetallen van de bodemfysische kengetallen. Plant besch. Water is plant beschikbaar water in mm vochtbinding in de bemonsterde laag (0-30 cm). Klei is < 2 µm, silt 2 – 50 µm, zand 50 – 2000 µm.

	Klei,%	Silt,%	Zand,%	CaCO ₃ , %	Organische stof, %	pH	Plant besch. Water, mm
Laagste	1	1	11	0.2	0.4	3.0	20
P10	1	2	70	0.2	1.0	3.3	32
Gemiddelde	3	10	81	1.0	5.8	4.5	47
St.Afwijking	4	7	16	1.5	9.9	1.2	22
P90	5	16	93	2.1	8.6	6.2	57
Hoogste	27	36	99	7.2	74	7.7	230
Mediaan	1	8	85	0.4	3.3	4.1	46



Figuur 3 Frequentieverdeling bodem-pH (CaCl₂)

Kleihumus-complex

In de onderzochte natuur- en bosgronden heeft circa 50% van de locaties een kleihumus-complex, (kationenuitwisselingscapaciteit; CEC) $\leq 25 \text{ mmol}(+) \text{ kg}^{-1}$ ($2,5 \text{ cmol}(+) \text{ kg}^{-1}$) (Tabel 3). Dergelijk lage waarden hangen sterk samen met de zandige textuur en het lage organische stofgehalte van de onderzochte monsters (Helfenstein et al., 2024).

Tabel 3. Statistische kengetallen van de CEC-kengetallen

	ECEC, Mmol (+) kg ⁻¹	CEC- bezetting, %	Ca-CEC, %	Mg-CEC, %	K-CEC, %	Na-CEC, %
Laagste	9	6	4	0.1	0.1	0.1
P10	9	16	8	0.1	0.1	0.1
Gemiddelde	62	57	44	9	3.6	0.5
St.Afwijking	106	30	27	8	4.5	1.6
P90	118	99	82	21	10	1.0
Hoogste	621	100	95	34	21	14
Mediaan	25	56	42	9	2.5	0.1

De effectieve CEC (ECEC) is naast textuur en organische stof ook afhankelijk van de bodemzuurgraad: bij lage pH-waarden worden negatieve ladingsplaatsen van kleimineralen en organische stof geprotoneerd, waardoor de effectieve CEC afneemt en daarmee de uitwisselcapaciteit van onder andere calcium, kalium en magnesium beperkt (Bolan et al., 2003).

Een combinatie van factoren leidt ertoe dat de buffercapaciteit en het na-leverend vermogen van nutriënten zeer beperkt is. Bij opname door vegetatie of door uitspoeling raakt de voorraad kationen (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , NH_4^+) snel uitgeput. In de onderzochte gebieden varieert het calciumgehalte aan de CEC van minder dan $1 \text{ mmol}(+) \text{ kg}^{-1}$ tot bijna $500 \text{ mmol}(+) \text{ kg}^{-1}$, met een mediaanwaarde van slechts $9 \text{ mmol}(+) \text{ kg}^{-1}$. Lage Ca-concentraties worden ook in andere studies uit Noord-West-Europa gerapporteerd voor CaCO_3 -arme, zandige bosbodems, waar verzuring en uitspoeling de uitwisselbare basen verder hebben verminderd (Dijkstra, 2003; Leeters & De Vries, 2001). Calcium is echter een essentieel element voor planten, aangezien het een sleutelrol speelt in celwandstabiliteit, signaaltransductie en wortelontwikkeling (Marschner, 2012; White & Broadley, 2003). In bossystemen bepaalt de beschikbaarheid van calcium mede de vitaliteit, groeisnelheid en stressbestendigheid van bomen. Daarnaast heeft calcium een belangrijke ecologische functie in bos- en natuurgebieden: het beïnvloedt de samenstelling van de ondergroei en de diversiteit van mycorrhizale gemeenschappen (Groffman et al., 2006). Ook fauna is afhankelijk van een voldoende calciumvoorziening, vooral organismen met een kalkhoudend skelet of exoskelet, zoals slakken, insecten en vogels (bijvoorbeeld bij de eierschaalvorming) (Graveland & van der Wal, 1996). Tekorten aan calcium in bodems en vegetatie kunnen daarom doorwerken in de gehele voedselketen.

In de onderzochte locaties bevat slechts circa 20% van de bodems meer dan 1% CaCO_3 , wat impliceert dat de bijdrage van carbonaatverwerking aan de nalevering van calcium minimaal is. Andere potentiële bronnen van calcium, zoals atmosferische depositie en minerale verwerking van veldspaat of mica, zijn in zandige bodems doorgaans zeer beperkt (Likens et al., 1996). De Jong et al. (2024) rapporteren een aanvoer via depositie tot 13 kg Ca per hectare per jaar, maar ook zij vinden een negatieve calciumbalans. Een relevante, maar meestal een lokale en kleinschalige aanvulling kan plaatsvinden via capillaire opstijging van calciumrijk grondwater, afhankelijk van de hydrologische omstandigheden en de diepte van de grondwaterstand. In veel natuur- en bosgronden in Noordwest-Europa is dit echter zelden een stabiele en substantiële bron. Daarmee is de beschikbaarheid van calcium in dergelijke bodems sterk afhankelijk van beheermaatregelen,

zoals bekalking of gerichte basenaanvulling, om de bodemvruchtbaarheid en ecosysteemresistentie op peil te houden (Siepel et al, 2019).

Zoutindexen

De gevonden Na-CEC percentages (ESP) zijn gemiddeld zeer laag (0,5%) (Tabel 3), wat waarschijnlijk samenhangt met de snelle uitspoeling van natrium in zandige bodems (Brady & Weil, 2016). Omdat ook de effectieve CEC laag is, zal het natriumzoutgehalte in de bovenste bodemlaag geen probleem veroorzaken (Munns & Tester, 2008). Alleen in één geval werd een uitschieter gevonden van 14% Na-bezetting van de CEC (zangrond met pH 7,7) (Voornes Duin, Zuid Holland). De EC-waarden zijn eveneens laag (gemiddelde 0,17 mS/cm^{25°C}, met maar 1 relatieve uitschieter naar 1,8 mS/cm^{25°C}).

Koolstofopslag

De organische stofgehalten (SOM) in natuur- en bosgronden in Nederland variëren sterk: de mediaan is 3,5%, maar waarden kunnen oplopen tot ruim 70%. Het gemiddelde gehalte organische koolstof (SOC) is 3,1% met P10 0.6% en P90 5%. Deze SOC-gehalten komen (ruwweg) overeen met een hoeveelheid CO₂-equivalent van gemiddeld ongeveer 480 ton CO₂ per hectare (0-30 cm) (P10 = 95 en P90 = 780 ton CO₂ per hectare 0-30 cm respectievelijk), afhankelijk van de dichtheidsgegevens. De SOC/SOM-verhouding ligt rond de 0,53 en is vrij constant. We vinden een grote spreiding in C/N-, C/P- en C/S-ratio's in Nederlandse natuur- en bosgronden, samenhangend met de variatie in textuur, minerale rijkdommen en organische stofgehalten (Tabel 4).

Gronden met hogere C/N-, C/P- of C/S-ratio's hebben vaak – respectievelijk - onvoldoende beschikbare N, P of S om microbieel en plantaardig organisch materiaal efficiënt af te breken én te stabiliseren (Schillereff et al., 2021; Yu et al., 2023). Stikstof en (in veel mindere mate) zwavel worden vooral via depositie geleverd, vooral ook omdat in zure en arme bodems weinig biologische stikstofbinding plaatsvindt. Aanvoer van fosfaat via depositie is echter heel gering (zie ook hieronder de P-status). Onderzoek in Noord-West-Europa laat zien dat bosbodems vaak een geringe SOC-opbouw hebben, ondanks voldoende C-input, omdat fosfor niet in balans is met koolstofinputs (zie ook The C:N:P:S stoichiometry of soil organic matter; Tipping et al., 2016).

Tabel 4. Statistische kengetallen van de organische stofkengetallen. Organische koolstof = soil organic carbon (SOC), bodemorganische stof = soil organic matter (SOM), anorganische koolstof = soil inorganic carbon (SIC) en totale bodemkoolstof = SOC + SIC = Total carbon (TC). De SOC/SOM-ratio geeft het aandeel koolstof in organische stof weer. Alle resultaten in percentage (%), behalve de ratio's.

	Organische koolstof (SOC)	Anorganische koolstof (TIC)	SOC/SOM ratio	Bodem organische stof (SOM)	Totale bodemkoolstof (TC)	C/N-Ratio	C/S-ratio	C/P-ratio
Laagste	0.1	0.0	0.18	0.4	0.2	5	7	6
P10	0.6	0.0	0.46	1.2	0.6	11	29	17
Gemiddelde	3.1	0.1	0.53	5.9	3.2	19	77	343
St. Afwijking	5.1	0.2	0.09	9.9	5.1	7	43	651
P90	5.0	0.3	0.64	8.8	5.1	26	123	1080
Hoogste	37	0.9	0.73	73	38	40	305	3060
Mediaan	1.8	0.1	0.53	3.5	2.0	18	79	67

Vanuit klimaatmitigatieperspectief (SDG 13) betekent dit dat arme bosbodems een beperkt potentieel hebben om langdurige CO₂-opslag te realiseren, tenzij het beheer zodanig is dat deze worden aangevuld. Praktische implicaties zijn tweeledig: enerzijds ondermijnt een tekort aan P (en mogelijk andere essentiële nutriënten) niet alleen het vermogen van natuur- en bosgronden om extra CO₂ blijvend op te slaan, maar beperkt daarmee ook de opname van stikstof in organische stof (Van Groeningen et al., 2017; De Sisto & MacDougall, 2024); anderzijds verhoogt een lage SOM-opbouw de droogtegevoeligheid van bodems doordat organische stof bijdraagt aan waterretentie.

Bodem biologische kenmerken

De bodem biologische parameters in de bovenste bodemlaag van Nederlandse bos- en natuurgronden vertonen een brede variatie. De potentiële mineraliseerbare stikstof (een indicator voor microbiële activiteit) varieert van 1 tot 292 mg N/kg, met een mediaan van 25 mg N/kg. De

totale microbiële biomassa, gemeten via PLFA, laat eveneens een sterk bereik zien (13–2619, mediaan 218 mg PLFA kg⁻¹), waarbij zowel bacteriële als schimmelbiomassa grote spreiding vertonen (Tabel 5).

Tabel 5. Statistische samenvatting van bodem biologische kengetallen (mg PLFA kg⁻¹) en potentieel mineraliseerbare N (PMN), mg N kg⁻¹).

Biologische kengetallen	Microbiële activiteit, mg N kg (potential mineralizable N)	Totaal biomassa, PLFA	Totaal bacteriën, PLFA	Totaal Schimmels, PLFA	Schimmel /Bacterie ratio
Laagste	1	13	6	7	0.1
P10	7	69	23	18	0.5
Gemiddelde	40	298	111	81	1
St. Afwijking	52	394	158	108	1
P90	74	460	190	126	1.4
Hoogste	292	2619	1040	893	5
Mediaan	25	218	72	58	0.8

Vergelijkbare patronen zijn ook gerapporteerd in bosbodems elders in Noordwest-Europa, waar verschillen in nutriëntenbeschikbaarheid, boomsoortensamenstelling en vochttoestand de microbiële gemeenschap sterk beïnvloeden (Bardgett & van der Putten, 2014; Frostegård et al., 2011).

De schimmel-bacterieverhouding (F/B-ratio) varieert in deze dataset van 0,1 tot 5, met een gemiddelde van circa 1 en een mediaan van 0,8. In bos- en natuurgronden wordt doorgaans een F/B-ratio tussen 0,1 en 2 gerapporteerd (Wardle et al., 2004). Hogere waarden ($\geq 1-2$) komen vooral voor in naaldhoutbossen of zure, nutriëntarme bodems, waar schimmels domineren in de afbraak van recalcitrant organisch materiaal (Högberg et al., 2007). Nog extremere waarden kunnen zich voordoen bij langdurige stikstof- of fosforbeperkingen, waarbij bacteriën relatief worden onderdrukt en schimmels het decompositieproces domineren.

Bodems met een hogere microbiële activiteit en een evenwichtige schimmel-bacterieverhouding dragen waarschijnlijk sterk bij aan de opbouw en stabilisatie van organische koolstof en aan een verbeterde bodemstructuur en vochtretentie. Dit verhoogt de weerbaarheid tegen droogte en versterkt de vitaliteit van bos- en natuurgronden (Wagg et al., 2014). Daarentegen dragen bodems met lage microbiële activiteit en lage biomassa minder bij aan SOC-opbouw en zijn zij kwetsbaarder voor nutriëntentekorten en klimaatextremen.

Essentiele nutriënten

Stikstof en zwavel

De analyseresultaten laten zien dat de gehalten aan totaal stikstof (N) en totaal zwavel (S) sterk variëren tussen de onderzochte bodems, met respectievelijk 200–18.500 mg N kg⁻¹ en 150–4.960 mg S kg⁻¹ (Tabel 6). Omgerekend naar de laag 0–30 cm komt dit overeen met totaalvoorraden van ongeveer 800–70.000 kg N ha⁻¹ (mediaan ~4.000 kg N ha⁻¹) en 600–19.000 kg S ha⁻¹. Opvallend is dat de mediaan voor totaal N vrijwel exact overeenkomt met de waarden die De Jong et al. (2024) rapporteerden.

Ook de C/N- en C/S-verhoudingen vertonen grote spreiding, wat duidt op aanzienlijke verschillen in de kwaliteit en samenstelling van de organische stof. Het gehalte aan minerale N (plant beschikbare N) varieert van vrijwel afwezig tot 82 kg N ha⁻¹, met een mediaanwaarde van 16 kg N ha⁻¹. In bijna 60% van de analyses liggen de nitraatgehalten (minerale N = NO₃⁻ + NH₄⁺) op of onder de rapportagegrens.

De bodem-pH speelt hierbij een belangrijke rol. Bij lagere pH-waarden worden doorgaans lage nitraatconcentraties en relatief hogere ammoniumgehalten gevonden, terwijl bij hogere pH juist het omgekeerde geldt (van Breemen et al., 1983). Dit komt doordat nitrificatie (de microbiële omzetting van NH₄⁺ naar NO₃⁻) wordt geremd bij lage pH.

Ook de plant beschikbare S vertoont een grote variatie: in veel gevallen zijn de gehalten laag, maar er treden incidenteel hoge waarden op, wat wijst op een grote ruimtelijke variatie in S-beschikbaarheid.

De beschikbaarheid van N en S is cruciaal omdat beide elementen bijdragen aan bodemverzuring. Lang werd aangenomen dat vooral N-depositie hiervoor verantwoordelijk is, doordat deze kationenuitspoeling en een onevenwichtige nutriëntenvoorziening veroorzaakt. Recente studies tonen echter aan dat de bijdrage van N en S sterk verschilt per boscysteem en boomsoort (Vos, 2024). Twee derde van de zuurproductie lijkt toe te schrijven aan zwaveldepositie en ongeveer één derde aan stikstofdepositie. De relatief grote bijdrage van zwavel, ondanks de lagere depositie ten opzichte van stikstof, komt doordat S in Nederlandse bossen nauwelijks wordt vastgelegd, terwijl N dat wel wordt (RIVM, 2000). Vos (2024) concludeert daarom dat de huidige verzuring van

bosbodems vooral wordt bepaald door de erfenis van historische zwaveldepositie dan door de huidige stikstofdepositie.

Tabel 6. Statistische beschrijvende kengetallen van N- en S in de bodem.

N- en S-cijfers	N-totaal, mg N kg ⁻¹	C/N -	minerale N, kg N ha ⁻¹	S-totaal, mg S kg ⁻¹	C/S -	plant beschikbare S, mg S kg ⁻¹
Laagste	200	5	0	150	7	2
P10	330	11	1	150	30	2
Gemiddelde	1846	19	18	458	78	11
St.afwijking	3041	7	17	818	42	27
P90	3080	26	38	660	123	15
Hoogste	18500	40	82	4960	305	174
Mediaan	970	18	16	221	79	4

Fosfaat

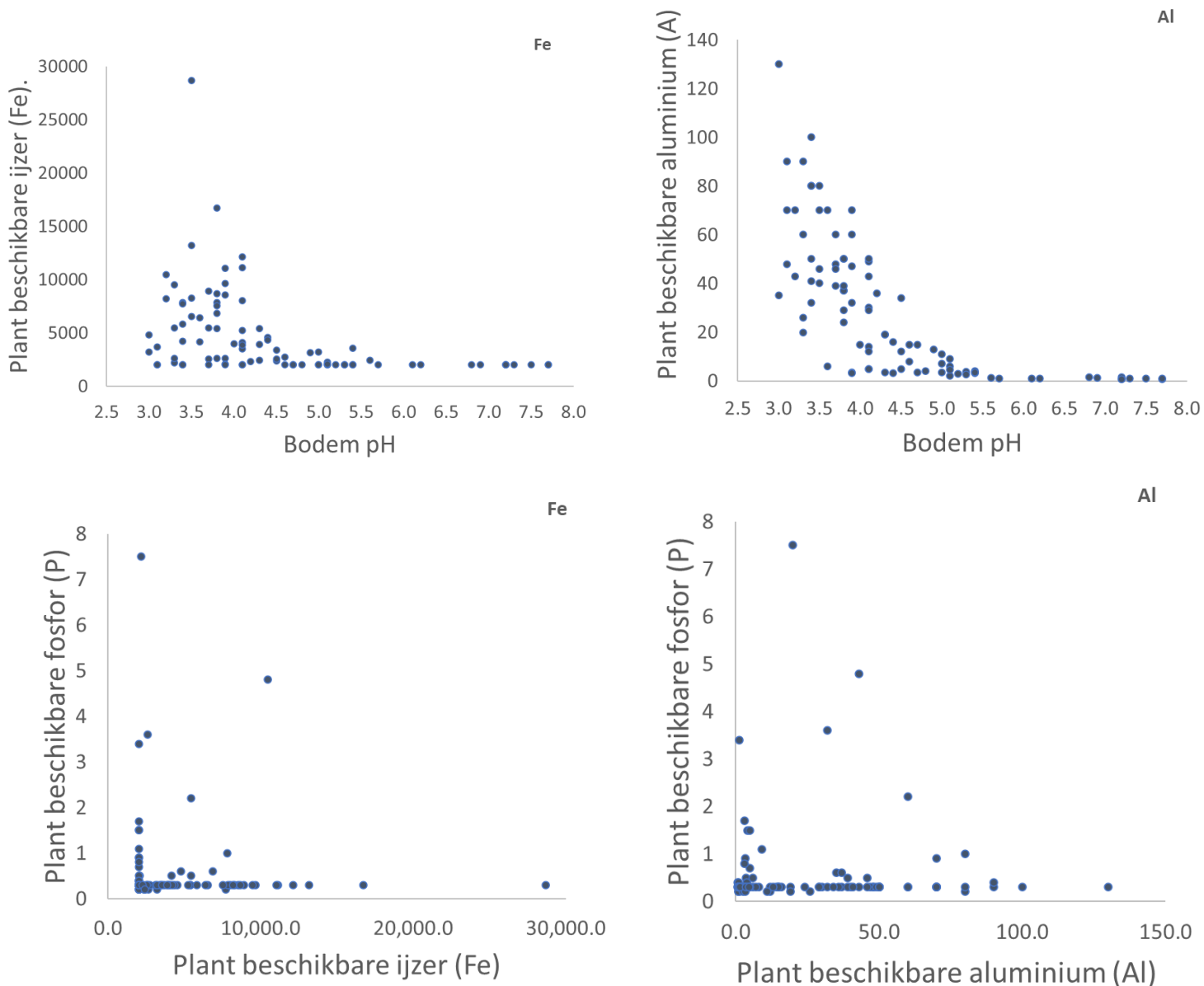
De statistische analyse (Tabel 7) laat zien dat 18% van de P-totaalwaarden en 60% van de P-AL-waarden op of onder de rapportagegrens liggen. De P-verzadigingsgraad varieert sterk (2–99%), terwijl de plant beschikbare P in 74% van de gevallen zeer laag is (\leq rapportagegrens van 0,2 mg P kg⁻¹). Dit geeft aan dat de aanwezigheid van totaal-P en P-AL niet altijd correspondeert met een hoge P-beschikbaarheid.

De mediaanwaarde van P-AL ligt op 3 mg P₂O₅ 100 g⁻¹ (Tabel 7) ter vergelijking, de mediaanwaarde van P-AL op graslanden in Nederland ligt op ongeveer 40 mg P₂O₅ 100 g⁻¹ (Reijneveld et al., 2010). De via P-AL en P-CaCl₂ geëxtraheerde P, wordt beïnvloed door de aanwezigheid van andere plantbeschikbare elementen. Fosfor slaat met name neer in bodems die rijk zijn aan calcium (Ca), ijzer (Fe) en aluminium (Al). In kalkrijke bodems is vooral calcium van belang, omdat het slecht oplosbare calciumfosfaten vormt, zoals apatiet en brushiet (von Wandruszka, 2006). In zure bodems domineren daarentegen ijzer- en aluminium(hydr)oxiden, die fosfaat binden of omzetten naar mineralen zoals strengiet (FePO₄·2H₂O) en varisciet (AlPO₄·2H₂O) (Hsu, 1976; Penn & Camberato, 2019). Daarnaast kunnen ook elementen zoals lood (Pb), zink (Zn), cadmium (Cd), koper (Cu), nikkel (Ni), kobalt (Co) en mangaan (Mn), bij voldoende hoge concentraties, slecht oplosbare fosfaatmineralen vormen (Andrunik et al., 2020).

De plantbeschikbaarheid van deze elementen wordt in hoge mate gestuurd door de bodem-pH. Bij een lage pH neemt de oplosbaarheid van diverse metaal(ionen) toe, waardoor elementen zoals Al, Cd, Cr, Pb, Ni, Mn, Zn en Co beter beschikbaar komen voor planten (Kabata-Pendias, 2011). Dit vergroot niet alleen het risico op toxiciteit voor planten (zie later), maar kan ook de beschikbaarheid van fosfaat verminderen door de vorming van stabiele metaal-fosfaatverbindingen. In Figuur 4 wordt dit geïllustreerd voor ijzer en aluminium. Duidelijk is te zien dat bij pH-waarden boven de 5 de plant beschikbare Fe en Al laag zijn. Onder de pH 5 neemt de beschikbaarheid toe (van hele lage waarden tot hogere waarden). Zowel bij hoge plant beschikbare Fe als bij hoge plant beschikbare Al komen nauwelijks tot geen hogere P-beschikbaar waarden voor. Een verhoging van de pH status zal de beschikbaarheid van deze elementen doen afnemen en daarmee ook het risico op (te) lage P waarden. Lage P waarden zullen namelijk ook op bos en natuur een risico hebben op slechtere wortelontwikkeling en daarmee op het verminderen van water en nutriëntenopname en daarmee de droogtegevoeligheid van het systeem vergroten (Likulunga et al., 2022; Talkner et al., 2015).

Tabel 7. Statistische beschrijvende kengetallen van fosfaatparameters in de bodem. De percentielwaarden (P10 en P90) geven de spreiding van de gegevens weer; P10 is de waarde waaronder 10% van de metingen valt, en P90 de waarde waaronder 90% van de metingen valt.

P-cijfers	P-totaal, mg P kg ⁻¹	P-Al, mg P ₂ O ₅ 100 g ⁻¹	P-CaCl ₂ , mg P kg ⁻¹	Bindend vermogen (FBV), mmol P kg ⁻¹	Verzadigings- graad (FVG), %
Laagste	18	3.0	0.2	2	2
P10	18	3.0	0.2	9	10
Gemiddelde	340	8.9	0.6	36	32
St.afwijking	361	12.6	1.0	37	21
P90	745	24.0	1.0	88	54
Hoogste	1733	60.0	7.5	196	99
Mediaan	229	3.0	0.3	27	27
rapportagegrens, %	18	60	74	2	nvt



Figuur 4. Relatie tussen de bodem-pH (CaCl₂) en de plant beschikbare concentraties Fe en Al (boven), en de relatie tussen plant beschikbaar Fe en Al en de plant beschikbare P (onder).

Fosfor is niet alleen essentieel voor planten, maar vormt ook een basiselement voor fauna omdat het een sleutelrol speelt in de energiehuishouding (ATP), de opbouw van botten en schalen, en de erfelijke informatie (DNA en RNA). Wanneer planten en bodemeigen organismen door P-gebrek nauwelijks fosfor kunnen opnemen, zal het P-gehalte in bladeren, zaden, schimmels en bodeminvertebraten dalen, waardoor herbivoren en insecteneters structureel minder P binnenkrijgen. Dit kan leiden tot verminderde groei, voortplantingsproblemen en lagere overleving

bij onder meer insecten, slakken, vogels en zoogdieren, vooral in ecosystemen die al onder zware nutriëntenstress staan.

Essentiële nutriënten, voedingstoestand bodem

Er zijn circa 17 essentiële en nuttige voedingsstoffen die de groei en ontwikkeling van planten kunnen beperken. Deze essentiële voedingsstoffen worden verdeeld in macronutriënten en micronutriënten. De macronutriënten N, P en S hebben we eerder besproken. C, H, en O worden uit water en lucht opgenomen. De andere elementen (behalve chloor) zullen we hier samenvatten (K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, Cu, B, Mo, Ni).

De essentiële nutriënten Ca, Fe, Cu, B en Mo liggen in $\geq 39\%$ op of onder de rapportagegrens (Tabel 8), wat duidt op een structureel lage voedingstoestand. De spreiding is echter groot en incidenteel komen hoge concentraties van met name Fe, Zn en Mn voor. Deze resultaten geven aan dat de actuele nutriëntenvoorziening in bos- en natuurgronden doorgaans beperkt is en sterk varieert.

Tabel 8. Statistische beschrijvende kengetallen van nutriënten in de bodem. Calcium in mmol L^{-1} , K Mg en K in mg kg^{-1} en de overige elementen in $\mu\text{g kg}^{-1}$.

Essentiële nutriënten	Ca	Mg	K	Fe	Zn	Ni	Mn	Cu	B	Mo
Laagste	0.1	6	11	2010	100	20	250	21	76	3.0
P10	0.1	7.2	11	2010	160	22	334	21	76	4.0
Gemiddelde	0.6	45	26	4547	1711	101	4030	42	142	4.1
St. Afwijking	0.6	69	20	4016	4241	125	6698	107	288	0.5
P90	1.2	107	50	8852	2978	171	9316	51	190	4.0
Hoogste	4.0	306	123	28690	39830	970	32120	1029	2722	8.0
Mediaan	0.4	18	19	2620	890	72	1200	21	76	4.0
rapportagegrens, %	40	6	15	39	6	10	3	69	72	97

Borium

Onze resultaten laten zien dat in 72% van de onderzochte bodemmonsters de borium status op of onder de rapportagegrens ligt. Dit betekent dat borium in veel Nederlandse bos- en natuurgronden

nauwelijks beschikbaar is. Borium is echter essentieel voor celwandvorming, wortelontwikkeling en voortplanting bij planten (Marschner, 2012; Camacho-Cristóbal et al., 2008; Lehto et al., 2010). Een tekort kan leiden tot groeistoornissen en verminderde vitaliteit, vooral bij gevoelige loofbomen zoals berk en populier (Dell & Huang, 1997).

Het belang van structurele monitoring van chemische elementen waaronder ook borium valt, wordt onderstreept door de recente EU Soil Monitoring Law, die daarnaast expliciet oproept tot systematische bodemgezondheidsmetingen ook in natuur- en bosgebieden.

Molybdeen

Dat 92% van de Mo-extracties onder de rapportagegrens ligt, geeft aan dat de oplosbare — en daarmee direct plant-beschikbare — Mo-pool in deze bos- en natuurbodems doorgaans zeer gering is. De iets hogere resultaten liggen op de hogere pH gronden. Dit is ecologisch relevant omdat molybdeen, hoewel slechts in sporenhoeveelheden vereist, een essentiële cofactor vormt voor enzymen die betrokken zijn bij de stikstofcyclus, zoals nitrate reductase en nitrogenase, en daarmee de N-assimilatie in planten (dus het efficiënt inbouw van N als eiwit in vegetatie) beperken (Kaiser et al., 2005; Rousk et al., 2017). Molybdeem is ook essentieel voor biologische stikstofbinding. Voor een robuuste interpretatie zijn aanvullende gegevens nodig, zoals gewasanalyses om vast te stellen of deze lage waarden daadwerkelijk tot functionele tekorten leiden (Duval et al., 2015)

Calcium

Calcium (Ca) is een essentieel nutriënt dat een cruciale rol speelt bij de stabilisatie van celwanden, de regulatie van membraanpermeabiliteit en de wortelgroei van planten (Likens et al., 1998). In de onderzochte bos- en natuurgronden blijkt de actuele Ca-beschikbaarheid laag te zijn. De gemiddelde concentraties oplosbaar Ca ($0.6 \text{ mmol Ca L}^{-1}$) liggen onder de waarden die typisch worden aangetroffen in landbouwgronden op zand (gemiddeld $0,85 \text{ mmol Ca L}^{-1}$). Omdat het aandeel Ca op het kationenuitwisselingscomplex (Ca-CEC%) eveneens beperkt is (mediaan circa 40%), en de effectieve CEC laag is (mediaan $25 \text{ mmol}_+ \text{ kg}^{-1}$), zal de nalevering van Ca uit de bodem

zeer gering zijn. Daar vrijwel overal ook geen nalevering via verwerking van CaCO_3 plaatsvindt, is de totale voorraad aan uitwisselbaar en beschikbaar Ca in deze gronden zeer beperkt.

Potentiele verontreinigingen

Vanadium (V), arseen (As), cadmium (Cd), chroom (Cr) en lood (Pb) worden in milieukundige en toxicologische context vaak tot de zware metalen gerekend vanwege hun potentieel toxische eigenschappen en ecologische relevantie. Andere onderzochte elementen, zoals aluminium (Al), titanium (Ti) en tin (Sn), vallen niet onder de klassieke definitie van zware metalen, maar kunnen onder bepaalde omstandigheden eveneens schadelijk zijn voor het bodemecosysteem en de plantgezondheid.

Blootstelling aan (zware) metalen kan de wortelontwikkeling belemmeren, onder meer door remming van de meristeemactiviteit, verminderde vorming van zijwortels en wortelharen, en verstoring van de waterhuishouding (Rucińska-Sobkowiak, 2016). Deze processen leiden tot een lager opnamevermogen van water en nutriënten en verhogen daarmee de droogtegevoeligheid van planten. Daarmee onderstrepen de auteurs dat (zware) metalen niet alleen toxicologisch relevant zijn, maar ook de weerbaarheid van bos- en natuursystemen tegen droogte kunnen verlagen.

De biologische beschikbaarheid van metalen hangt sterk af van bodemeigenschappen, in het bijzonder de pH. Voor Al, Cd, Cr en Pb geldt dat de beschikbaarheid meestal laag is bij hoge pH, maar sterk kan toenemen wanneer de pH lager wordt; voor As is dit juist omgekeerd. Voor andere elementen zoals Ti, V en Sn wordt minder duidelijke pH-afhankelijkheid gerapporteerd.

Ondanks dat er veel literatuur beschikbaar is over CaCl_2 -extracties, is het duiden van de gemeten waarden voor (zware) metalen niet altijd eenvoudig. Voor vanadium (V) liggen de gemiddelde waarden ($16 \mu\text{g kg}^{-1}$) ruim onder de literatuurwaarden die worden beschouwd als ecotoxicologisch relevant (ca. $180\text{--}5100 \mu\text{g kg}^{-1}$; Yang et al., 2022) (Tabel 9). Ook voor arseen (As), cadmium (Cd), chroom (Cr) en lood (Pb) bevinden de gemeten CaCl_2 -concentraties zich beneden de niveaus die doorgaans in verband worden gebracht met verhoogde biologische beschikbaarheid of toxiciteit (Meharg & Zhao, 2012; EPA, 2005; Smolders & Mertens, 2013; Tóth et al., 2016). Titanium (Ti) en tin (Sn) werden slechts in sporen gevonden, hetgeen in lijn ligt met hun lage oplosbaarheid en beperkte ecologische mobiliteit.

Een afwijkend beeld vertoont aluminium (Al). Zowel de spreiding als de maximale waarden zijn hoog (tot 130 mg kg⁻¹), met een mediaan van 19 mg kg⁻¹. Op basis van literatuur is bekend dat in bos- en natuurgronden CaCl₂-extracteerbare Al-concentraties boven ~3 mg kg⁻¹ al kunnen leiden tot negatieve effecten op gevoelige boomsoorten, mycorrhizale schimmels en microbiële gemeenschappen (Tolpeshta, 2010; Pavlů et al., 2018). Waarden boven ~5 mg kg⁻¹ worden in verband gebracht met duidelijke wortelremming, verminderde microbiële activiteit en bosachteruitgang (Kunito et al., 2016; Balík et al., 2019). Aangezien bijna 70% van onze monsters boven deze drempelwaarden ligt, wijzen de resultaten op een risico voor verminderde bosvitaliteit en bodemecologische functioneren.

Tabel 9. Statistische kengetallen van CaCl₂-extracteerbare (bio)beschikbare metalen en metalloïden in bodem (0,01 M CaCl₂; resultaten in µg kg⁻¹, behalve voor Al, resultaten in mg kg⁻¹).

	Al	As	Cd	Cr	Pb	Sn	Ti	V
Laagste	0.6	2.0	2.0	20	10	2.0	100	3.0
P10	1.3	3.8	2.0	20	10	2.0	100	4.5
Gemiddelde	28	11	29	22	133	2.2	122	16
St. afwijking	29	8.4	32	8.5	161	1.7	52	38
P90	70	21	72	20	310	2.0	196	29
Hoogste	130	41	152	75	700	18	385	360
Mediaan	19	9	14	20	80	2.0	100	8.0

Richtlijnen voor verbeteringen

De lage pH-(CaCl₂)waarden (gemiddeld 4,5; 45 % < 4,0; 18 % < 3,5) verlagen de effectieve CEC waardoor basische kationen verdrongen worden door H⁺ en daarmee wordt de nutriëntenbeschikbaarheid beperkt net als microbiële activiteit (van Straaten, et al 2023). De oplosbaarheid en toxiciteit van Al³⁺ neemt toe, wat wortelgroei en nutriëntenopname belemmert (Long et al., 2022; Olsthoorn, 1998; van Breemen et al., 1983).

Hoewel sommige vegetaties aan zure omstandigheden zijn aangepast, wordt een pH < 4,0 (45%) in de meeste gevallen niet als wenselijk gezien. Meerdere Noordwest-Europese studies tonen dat bekalking de pH, Ca-beschikbaarheid en boomvitaliteit duurzaam verhoogt: in Nederlandse dennenbossen leidde bekalking tot hogere pH en betere ondergroei (Siepel, et al, 2019); in Duitse bossen verbeterden bodemfuncties en basebeschikbaarheid na bekalking (van Straaten et al.,

2023); en in WUR-veldexperimenten daalde extracteerbaar aluminium sterk bij een pH-stijging van ~4,0 naar ~6,2 (van Breemen et al., 1983). Deze bevindingen ondersteunen dat ook in de onderzochte bodems pH-verbetering via bekalking of baseaanvulling essentieel kan zijn voor behoud van vitaliteit en ecosysteemfuncties (Pabian, et al, 2012).

Verhoging van de nutriëntenbeschikbaarheid, met name van P, Ca, B en Mo, door gerichte en plaatselijke toepassingen, moet worden afgestemd op de ecologische context. Omdat een hogere calciumconcentratie (bijvoorbeeld na bekalking) de beschikbaarheid van fosfaat kan beperken door binding, verdient het aanbeveling om bekalking en fosfaataanvulling niet gelijktijdig uit te voeren, maar in de tijd te spreiden. Ook moeten gevolgen voor planten- en dierensoortenrijkdom worden meegenomen in de beschouwing

Stimulering van de opbouw van stabiele organische stof ter versterking van waterbergend vermogen, droogtebestendigheid en bodemstructuur kan ook worden overwogen.

ABCDE-Score

In dit onderzoek is op basis van de gemeten bodemeigenschappen de zogenoemde ABCDE-score bepaald (Reijneveld & Oenema, 2025). Deze score is ontwikkeld als een integrale maat voor bodemgezondheid, gebaseerd op het voorstel van de Europese Commissie voor een uniforme bodemmonitoring en -assessment.

De score onderscheidt vijf niveaus (A t/m E), waarbij A staat voor een zeer goede bodemgezondheid en E voor een sterk gedegradeerde toestand. De beoordeling is uitgevoerd aan de hand van verschillende indicatoren, waaronder de verhouding tussen organische koolstof en klei (SOC/klei), zuurgraad (pH), elektrische geleidbaarheid (EC), fosfaatgehalte (P-Olsen), het gehalte aan cadmium, en de microbiële biomassa.

Gemiddeld genomen komen de onderzochte bodems uit op de volgende verdeling: A: 1%, B: 18%, C: 62%, D: 19% en E: 0%. Het relatief hoge aandeel in klasse C en het ontbreken van resultaten in klasse E worden vooral verklaard doordat de bodems over het algemeen niet zout zijn en het organische-koolstofgehalte in verhouding tot het kleigehalte op orde is. Daarentegen scoren enkele indicatoren, zoals fosfaat (P), pH en in sommige gevallen cadmium (Cd), ongunstig: respectievelijk

71%, 64% en 10% van de monsters vallen hierbij in klasse E. Bij toepassing van een “one-out-all-out”-benadering zou daardoor circa 99% van de onderzochte bodems als ‘slecht’ worden beoordeeld.

Conclusie & Aanbevelingen

Bij de interpretatie van deze resultaten is het belangrijk enkele uitgangspunten in gedachten te houden:

- De Vogelrichtlijn (Richtlijn 2009/147/EG) en de Habitatrichtlijn (Richtlijn 92/43/EEG) verplichten lidstaten om de natuurlijke habitats en soorten in een gunstige staat van instandhouding te behouden. We zijn dus wettelijk verplicht de natuur te behouden. De huidige natuur gaat uit zichzelf waarschijnlijk niet verbeteren, wat betekent dat actief beheer en herstelmaatregelen noodzakelijk zijn om aan deze verplichtingen te voldoen.
- Bos- en natuurgebieden zijn niet (enkel) bedoeld voor houtproductie of gewasgroei, maar vervullen vooral functies op het gebied van natuur, biodiversiteit, rust en beleving (amenity). Een lage nutriëntenstatus is in veel gevallen geen tekort, maar een essentieel kenmerk van deze ecosystemen.
- De meeste onderzochte bos- en natuurgebieden liggen op arme zandgronden, die van nature een lage pH en beperkte nutriëntenvoorraad hebben. Dit verklaart deels de lage waarden die in deze studie zijn gemeten.
- Deze analyse betreft een eerste verkenning (reconnaissance study of scoping study). Hoewel 92 monsters een waardevolle dataset vormen, is de steekproef niet representatief genoeg om robuuste uitspraken te doen over alle Nederlandse bos- en natuurgebieden.

Conclusies

Algemeen beeld bodemgezondheid

- De onderzochte bos- en natuurgronden zijn overwegend zandig en zuur (gem. pH 4,5; 45% < 4,0 en 18% <3,5)
- Buffer- en kationen uitwisselingscapaciteit zijn laag (50% ECEC < 25 mmol (+) kg); bodems hebben beperkte veerkracht tegen verzuring, droogte en uitspoeling.
- De organische stofgehalten (SOM) variëren sterk (0,4–74%), met gemiddeld 5,8%; mediaan 3,5%.

Voedingstoestand en nutriëntenbeschikbaarheid

- In de bemonsterde bovengrond (0-30 cm) varieert de totale stikstofvoorraad tussen 800 en 70.000 kg N ha⁻¹, met een mediaan van circa 4.000 kg N ha⁻¹. Het overgrote deel hiervan betreft organisch gebonden stikstof.
- Het nitraatgehalte is zeer laag (bij 60% van de monsters ≤ rapportagegrens), wat erop wijst dat nitrificatie wordt geremd door de lage pH, of dat de nitraat is opgenomen door de bodem en ondergroei en/of dat nitraat is uitgespoeld. De mediaan aan plant beschikbare stikstof bedraagt ongeveer 16 kg N ha⁻¹, oftewel circa 0,5% van de totale stikstofvoorraad (mediaan: 4.000 kg N ha⁻¹).
- Fosfaat (P) is zeer laag: in 74% van de monsters ≤ rapportagegrens
- Calcium (Ca), Borium (B) en Molybdeen (Mo) zijn in >60% van de monsters (bij B en Mo zelfs >90%) onder rapportagegrens.
- Ook magnesium (Mg), kalium (K) en micronutriënten zoals Fe, Zn, Cu, Mn vertonen grote spreiding; incidenteel hoge, maar meestal lage waarden.
- De C/N-, C/P- en C/S-verhoudingen zijn hoog, wat wijst op nutriënten-arme organische stof.

Biologische bodemkwaliteit

- De microbiële biomassa is laag tot matig (PLFA mediaan 218 mg PLFA kg⁻¹); schimmel/bacterie-ratio gemiddeld 0,8.
- Lage microbiële activiteit beperkt de afbraak van organisch materiaal en vertraagt nutriëntenkringlopen.

Koolstofopslag en veerkracht

- Bodems slaan gemiddeld ca. 480 ton CO₂ eq./ha (0–30 cm) op, maar eventueel verdere opbouw wordt beperkt door nutriëntentekorten.
- Lage SOM-opbouw verlaagt waterbergend vermogen en verhoogt droogtegevoeligheid.

Verzuring en zware metalen

- Verzuring is wijdverspreid; lage pH bevordert oplosbaarheid van Al, Fe en zware metalen.

- Aluminium (gem. 28 mg/kg CaCl₂) lijkt ecologisch kritische drempels te overschrijden
- Andere (zware) metalen (Cd, Pb, Cr, V, As) lijken veelal ruim onder de toxische niveaus te blijven.

Ecologische en functionele implicaties

- Lage pH en nutriëntengehalten beperken zeer waarschijnlijk de boomgroei, en wortelontwikkeling.
- Nutriëntentekorten waaronder calcium- en boriumtekorten beïnvloeden zeer waarschijnlijk ook de fauna (slakken, vogels via eierschaalvorming).
- De huidige bodemconditie wijst op structurele nutriëntarme, verzuurde bodems met beperkte herstelcapaciteit zonder beheerinterventies.

Aanbevelingen

Bodem

- Verhoog waar mogelijk de pH in sterk zure bodems (>45% met pH < 4,0) om onder andere de bio-beschikbare aluminium te verlagen en de bufferingscapaciteit (ECEC) te versterken. Waar pH-verhoging niet wenselijk is, kunnen alternatieve maatregelen onderzocht worden in “living labs” en of “lighthouse” constructies (bijvoorbeeld gips, bitterzout, silicaten, organische-stofcomplexatie).
- Verbeter de nutriëntenbeschikbaarheid, met name van P, Ca, B en Mo, waar nodig en mogelijk, door gerichte en plaatselijke toepassingen afgestemd op de ecologische context.
- Stimuleer de opbouw van stabiele organische stof ter versterking van waterbergend vermogen, droogtebestendigheid en bodemstructuur, waar nodig en mogelijk.

Onderzoek

- Voer periodieke bodemgezondheidsmetingen uit, minimaal in lijn met de *EU Soil Monitoring Law* om trends en herstelprocessen te volgen. De Bodemgezondheidsindicator is met circa €220 per analyse (inclusief reguliere monsternamen) bovendien kostenefficiënt, waardoor regelmatige monitoring financieel haalbaar is.

- Besteed speciale aandacht aan micronutriënten en bio beschikbare (zware) metalen, die tot nu toe vaak buiten landbouw- en natuurmonitoring vielen.
- Onderbouw streefwaarden voor bodemgezondheidsindicatoren op basis van regionale referenties en ecologische functies.
- Monitor gewasanalyses (bijv. naald- of heidebladeren) om relaties tussen bodemgezondheid en vegetatieconditie beter te begrijpen.
- Voer ‘proof of concept’-onderzoeken (living labs/light house studies, zie kader) uit om de effectiviteit van herstelmaatregelen te toetsen.

Living Lab / Lighthouse initiatief

Living Labs zijn praktijkgerichte, plaatsgebonden samenwerkingen waarin meerdere actoren (landeigenaren/beheerders, onderzoekers, adviesbureaus, lokale overheden, stakeholders) gezamenlijk oplossingen ontwikkelen, testen en evalueren in real-life omstandigheden. Ze richten zich op co-creatie, adaptief leren en replicatie van goede praktijken.

Sites zijn vaak specifieke plekken (bijv. één bosperceel, natuurgebied, industrieel terrein, agrarisch perceel) waar deze oplossingen worden gedemonstreerd, gecommuniceerd, en gebruikt als voorbeeld (“uitstralingskracht”) voor bredere implementatie. Wanneer Living Labs succesvol zijn kunnen ze als Lighthouse fungeren.

EU Mission Soil / A Soil Deal for Europe is een van de belangrijkste drivers: het wil tegen 2030 100 Living Labs en Lighthouses in Europa opzetten om bodemgezondheid te verbeteren.

De combinatie van onderzoek (voor betrouwbare data & causale verbanden), adviesbureau (voor vertaling naar praktische beheermaatregelen) en beheerders (die uitvoeren en monitoren) essentieel is om resultaten te bereiken en blijvend effect te hebben.

Beleid

- Integreer bodemgezondheidsindicatoren expliciet in natuurbeheersplannen (inclusief Natura 2000) en bredere natuurbeleidskaders.

- Richt herstelmaatregelen op lange termijn veerkracht, niet enkel op symptoombestrijding zoals stikstofreductie.
- Evalueer welke natuurtypen duurzaam behouden kunnen worden onder veranderende klimaatomstandigheden en stem doelen hierop af.
- Beoordeel of het versterken van organische-stofopbouw (en bijbehorende C(O₂) en N-inbouw) binnen het klimaatbeleid prioriteit verdient, en welke natuurtypen hier het best bij passen.

Dankwoord

Ik wil Oene Oenema hartelijk danken voor het zorgvuldig doornemen van dit rapport en voor zijn waardevolle suggesties en feedback. Daarnaast dank ik Geesje Rotgers en Gerrit Hegen voor hun verzoek tot duiding van de analyse-uitkomsten van de door hen aangeleverde monsters en voor de organisatie van de monsternamen.

Referenties

Andrunik, M., et al. (2020). Transformation of Pb, Cd, and Zn minerals using phosphates. *Minerals*, 10(4), 342. <https://doi.org/10.3390/min10040342>

Balík, J., Kulhánek, M., Černý, J., Sedlář, O., & Suran, P. (2019). Impact of organic and mineral fertilising on aluminium mobility and extractability in two temperate Cambisols. *Plant, Soil and Environment*, 65(12), 581–587

Bardgett, R. D., & van der Putten, W. H. (2014). Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature*, 515(7528), 505–511. <https://doi.org/10.1038/nature13855>

Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M., ... De Vries, W. (2010). Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: A synthesis. *Ecological Applications*, 20(1), 30–59.

Bolan, N. S., Adriano, D. C., & Curtin, D. (2003). Soil acidification and liming interactions with nutrient and heavy metal transformation and bioavailability. *Advances in Agronomy*, 78, 215–272. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(02\)78006-1](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(02)78006-1)

Brady, N. C., & Weil, R. R. (2016). *The nature and properties of soils* (15th ed.). Pearson

Brolsma, K.M., Van Vliet, P.C.J., & Reijneveld, J.A. (2025). *De bodemgezondheid van 27 Nederlandse natuurgebieden*. Wageningen, Eurofins Agro Competence Centre.

Camacho-Cristóbal, J. J., Rexach, J., & González-Fontes, A. (2008). Boron in plants: deficiency and toxicity. *Journal of Integrative Plant Biology*, 50(10), 1247–1255. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7909.2008.00742.x>

De Jong, J. J., De Vries, W., Dijk, P. G., & Lerink, B. J. W. (2024). *Veranderingen van voorraden koolstof, stikstof, fosfor, kalium, calcium, magnesium, ijzer en aluminium in bosbodems tussen 1990 en 2023 (Rapport 3362)*. Wageningen Environmental Research

De Sisto, M. L., & MacDougall, A. H. (2024). Effect of terrestrial nutrient limitation on the estimation of the remaining carbon budget. *Biogeosciences*, 21, 4853–4873. <https://doi.org/10.5194/bg-21-4853-2024>

Dell, B., & Huang, L. (1997). Physiological response of plants to low boron. *Plant and Soil*, 193(1), 103–120

Dijkstra, F. A. (2003). Calcium mineralization in the forest floor and surface soil: tree species effects in northwestern Europe. *Forest Ecology and Management*

Duval, B. D., Natali, S. M., & Hungate, B. A. (2015). What constitutes plant-available molybdenum in sandy acidic soils? *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 46(3), 318–326. <https://doi.org/10.1080/00103624.2014.969405>

Environmental Protection Agency (EPA). (2005). *Ecological soil screening levels for chromium*. Washington, DC: U.S. EPA, Office of Solid Waste and Emergency Response.

Frostegård, Å., Tunlid, A., & Bååth, E. (2011). Use and misuse of PLFA measurements in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(8), 1621–1625. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.11.021>

Graveland, J., & van der Wal, R. (1996). Decline in snail abundance due to soil acidification causes eggshell defects in forest passerines. *Oecologia*, 105(3), 351–360. <https://doi.org/10.1007/BF00328738>

Groffman, P. M., Fisk, M. C., Driscoll, C. T., Likens, G. E., Fahey, T. J., & Eagar, C. (2006). Calcium additions and microbial nitrogen cycle processes in a northern hardwood forest. *Ecosystems*, 9(8), 1289–1305. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-0177-z>

Helfenstein, A., Mulder, V. L., Hack-ten Broeke, M. J. D., van Doorn, M., Teuling, C., Walvoort, D. J. J., & Heuvelink, G. B. M. (2024). BIS-4D: Mapping soil properties and their uncertainties at 25 m resolution in the Netherlands. *Earth System Science Data*, 16(6), 2941–2970. <https://doi.org/10.5194/essd-16-2941-2024>

Högberg, M. N., Högberg, P., & Myrold, D. D. (2007). Is microbial community composition in boreal forest soils determined by pH, C-to-N ratio, the trees, or all three? *Oecologia*, 150(4), 590–601. <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0562-5>

Hsu, P. H. (1976). Comparison of iron(III) and aluminum in precipitation of phosphate from solution. *Water Research*, 10(10), 903–907. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(76\)90026-9](https://doi.org/10.1016/0043-1354(76)90026-9)

Kabata-Pendias, A. (2011). *Trace Elements in Soils and Plants* (4th ed.). CRC Press

Kaiser, B. N., Gridley, K. L., Brady, J. N., Phillips, T., & Tyerman, S. D. (2005). The role of molybdenum in agricultural plant nutrition. *Annals of Botany*, 96(5), 745–754. <https://doi.org/10.1093/aob/mci226>

Kunito, T., Isomura, I., Sumi, H., Park, H.-D., Toda, H., Otsuka, S., Nagaoka, K., & Senoo, K. (2016). Aluminum and acidity suppress microbial activity and biomass in acidic forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 97, 23–30. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.02.019>

Leeters, E.E.J.M. & de Vries, W., (2001). Chemical composition of the humus layer, mineral soil and soil solution of 200 forest stands in the Netherlands in 1995. Wageningen, Alterra, Green World Research. Alterra-rapport 424.2 Wageningen.

Lehto, T., Ruuhola, T., & Dell, B. (2010). Boron in forest trees and forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 260(11), 2053–2069.

Likens, G. E., Driscoll, C. T., & Buso, D. C. (1998). Long-term effects of acid rain: Response and recovery of a forest ecosystem. *Science*, 272(5259), 244–246. <https://doi.org/10.1126/science.272.5259.244>

Likulunga, L. E., Leppälammil-Kujansuu, J., van der Wijk, M., & Vesterdal, L. (2022). Fine root biomass of European beech trees in different soil phosphorus availability and response to P addition. *Frontiers in Forests and Global Change*, 5, 955327. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.955327>

Long, R. P., Bailey, S. W., Horsley, S. B., & Hall, T. J. (2022). Thirty-year effects of liming on soil and foliage chemistry and growth of northern hardwoods in Pennsylvania, USA. *Canadian Journal of Forest Research*, 52(4), 539–552

Marschner, P. (2012). *Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants* (3rd ed.). London: Academic Press

Meharg, A. A., & Zhao, F. J. (2012). *Arsenic & rice*. Dordrecht: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-2947-6>

Mosley, L. M. (2024). Soil pH: Techniques, challenges and insights from a global dataset. *European Journal of Soil Science*, 75(2), e70021. <https://doi.org/10.1111/ejss.70021>

Munns, R., & Tester, M. (2008). Mechanisms of salinity tolerance. *Annual Review of Plant Biology*, 59(1), 651–681. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.59.032607.092911>

Olsthoorn, A. F. M. (1998). Soil acidification effects on fine root growth of Douglas-fir on sandy soils (Doctoral dissertation, Wageningen University). Wageningen University.

Pabian, S. E., Rummel, S. M., Sharpe, W. E., & Brittingham, M. C. (2012). Terrestrial liming as a restoration technique for acidified forest ecosystems. *International Journal of Forestry Research*, 2012, Article ID 976809. <https://doi.org/10.1155/2012/976809>

Pavlů, L., Drábek, O., Stejskalová, Š., Tejnecký, V., Hradilová, M., Nikodem, A., & Borůvka, L. (2018). Distribution of aluminium fractions in acid forest soils: influence of vegetation changes. *iForest – Biogeosciences and Forestry*, 11(6), 721–727. <https://doi.org/10.3832/ifer2498-011>

Penn, C. J., & Camberato, J. J. (2019). A critical review on soil chemical processes that control how soil pH affects phosphorus availability to plants. *Agriculture*, 9(6), 120. <https://doi.org/10.3390/agriculture9060120>

Raad van de Europese Unie. (1992). Richtlijn 92/43/EEG van 21 mei 1992 betreffende het behoud van natuurlijke habitats en van wilde fauna en flora (Habitatrichtlijn). *Officiëel Publicatieblad van de Europese Unie*, L 206, 7–50. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/NL/TXT/?uri=CELEX%3A31992L0043>

Raad van de Europese Unie. (2009). Richtlijn 2009/147/EG van het Europees Parlement en de Raad van 30 november 2009 betreffende de bescherming van wilde vogels (Vogelrichtlijn). *Officiëel Publicatieblad van de Europese Unie*, L 20, 7–25. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/NL/TXT/?uri=CELEX%3A32009L0147>

Reijneveld, J. A., & Oenema, O. (2025). Rapid Soil Tests for Assessing Soil Health. *Applied Sciences*, 15(15), 8669. <https://doi.org/10.3390/app15158669>

Reijneveld, J. A., Ehlert, P. A. I., Termorshuizen, A. J., & Oenema, O. (2010). Changes in the soil phosphorus status of agricultural land in the Netherlands during the 20th century. *Soil Use and Management*, 26(4), 399–411. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2010.00290.x>

Rousk, K., Degboe, J., Michelsen, A., Bradley, R., Bellenger, J. P., & Rinnan, R. (2017). Molybdenum and phosphorus limitation of moss-associated nitrogen fixation in boreal ecosystems. *New Phytologist*, 214(1), 97–107. <https://doi.org/10.1111/nph.14331>

Rucińska-Sobkowiak, R. (2016). Water relations in plants subjected to heavy metal stresses. *Acta Physiologiae Plantarum*, 38, 257. <https://doi.org/10.1007/s11738-016-2277-5>

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM). (2000). Milieubalans 2000: Het Nederlandse milieu verklaard (RIVM-rapport 251701051). Bilthoven: RIVM

Schillereff, D. N., Chiverrell, R. C., Sjöström, J. K., Kylander, M. E., Boyle, J. F., Davies, J. A. C., Toberman, H., & Tipping, E. (2021). Phosphorus supply affects long-term carbon accumulation in mid-latitude ombrotrophic peatlands. *Communications Earth & Environment*, 2, Article 241. <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00316-2>

Siepel, H., Bobbink, R., van de Riet, B., van den Burg, J., & Jongejans, E. (2019). Long-term effects of liming on soil physico-chemical properties and microarthropod communities in a Scots pine forest on drift sand. *Biology and Fertility of Soils*, 55(6), 619–632. <https://doi.org/10.1007/s00374-019-01378-3>

Skidmore, A. K., Abdullah, H., Siegenthaler, A., Adiningrat, D. P., Rousseau, M., Duan, Y., Torres-Rodriguez, A., & Neinavaz, E. (2024). Forest soils further acidify in core Natura 2000 areas amongst unaware government policy. *Ecological Indicators*, 159, Article 111621. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.111621>

Smolders, E., & Mertens, J. (2013). Cadmium. In B. J. Alloway (Ed.), *Heavy metals in soils: Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability* (pp. 283–311). Dordrecht: Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7_12

Talkner, U., Matzner, E., & Borken, W. (2015). Phosphorus nutrition of beech (*Fagus sylvatica* L.) is decreasing in Europe. *Annals of Forest Science*, 72(9), 1183–1196. <https://doi.org/10.1007/s13595-015-0459-8>

- Tipping, E., Lopez-Herrera, G., et al. (2016). The C:N:P:S stoichiometry of soil organic matter. *Biogeochemistry*, 130(1–2), 1–19.
- Tolpeshta, I. I. (2010). Possible sources and compounds of aluminum in calcium chloride extract soil solutions in peat-podzolic-gleyed soil. *Moscow University Soil Science Bulletin*, 65(3), 107–113. <https://doi.org/10.3103/S0147687410030026>
- Tóth, G., Hermann, T., Da Silva, M. R., & Montanarella, L. (2016). Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety. *Environment International*, 88, 299–309. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.12.017>
- Van Groenigen, J. W., van Kessel, C., Hungate, B. A., Oenema, O., Powlson, D. S., & Van Groenigen, K. J. (2017). Sequestering soil organic carbon: A nitrogen dilemma. *Environmental Science & Technology*, 51(9), 4738–4739. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b01427>
- Van Tol-Leenders, D., Knotters, M., de Groot, W., Gerritsen, P., Reijneveld, A., van Egmond, F., Wösten, H., & Kuikman, P. (2019). Koolstofvoorraad in de bodem van Nederland (1998-2018): CC-NL (rapport 2974). Wageningen Environmental Research
- van Breemen, N., Mulder, J., & Driscoll, C. T. (1983). Acidification and alkalization of soils. *Plant and Soil*, 75(3), 283–308. <https://doi.org/10.1007/BF02369968>
- van Straaten, O., Kulp, L., Martinson, G. O., Zederer, D. P., & Talkner, U. (2023). Forest liming in the face of climate change: The implications of restorative liming for soil organic carbon in mature German forests. *SOIL*, 9(1), 39–54
- Von Wandruszka, R. (2006). Phosphorus retention in calcareous soils and the effect of organic matter on its mobility. *Geochemical Transactions*, 7(1), 6.
- Vos, M. A. E. (2024). Impacts of harvesting practices on nutrient balances of forests under high nitrogen deposition (doctoraats-proefschrift). Wageningen University.
- Wagg, C., Bender, S. F., Widmer, F., & van der Heijden, M. G. A. (2014). Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(14), 5266–5270. <https://doi.org/10.1073/pnas.1320054111>
- Wardle, D. A., Bardgett, R. D., Klironomos, J. N., Setälä, H., van der Putten, W. H., & Wall, D. H. (2004). Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science*, 304(5677), 1629–1633. <https://doi.org/10.1126/science.1094875>
- Wellbrock, N., Cools, N., de Vos, B., Jandl, R., Lehtonen, A., Leitgeb, E., Mäkipää, R., Pavlenda, P., Schwärzkel, K., & Šrámek, V. (2024). There is a need to better take into account forest soils in the planned soil monitoring law of the European Union. *Annals of Forest Science*, 81, Article 22. <https://doi.org/10.1186/s13595-024-01238-7>
- White, P. J., & Broadley, M. R. (2003). Calcium in plants. *Annals of Botany*, 92(4), 487–511. <https://doi.org/10.1093/aob/mcg164>
- Yang, J., Wang, Y., Gao, X., Zuo, R., Song, L., Jin, C., Wang, J., & Teng, Y. (2022). Vanadium: A review of different extraction methods to evaluate bioavailability and speciation. *Minerals*, 12(5), 642
- Yu, L., Caldararu, S., Ahrens, B., Wutzler, T., Schruppf, M., Helfenstein, J., Pistocchi, C., & Zaehle, S. (2023). Improved representation of phosphorus exchange on soil mineral surfaces reduces estimates of phosphorus limitation in temperate forest ecosystems. *Biogeosciences*, 20(1), 57–73

