

KWR 2021.121 | Februari 2022

Biomonitoring van atmosferische stikstofdepositie met mossen



Rapport

Biomonitoring van atmosferische stikstofdepositie met mossen

KWR 2021.121 | Februari 2022

Opdrachtnummers

402635.011, 403403, 403437, 403447, 403453, 403460, 403464, 403465

Projectmanager

dr. E. Dorland

Opdrachtgevers

DPWE (Dunea, Waternet, PWN, Evides), Brabant Water, Provincie Noord-Brabant, Provincie Noord-Holland, Provincie Zuid-Holland

Auteurs

drs. C.J.S. Aggenbach, dr. J.J.M. Geurts
m.m.v. M. Lemmens & E. Sanz Mali

Kwaliteitsborger

Dr. B. van der Grift i.o.v. Dr.ir. R.P. Bartholomeus

Verzonden naar

Dunea Duin & Water, Waternet, PWN, Evides, Brabant Water, Provincie Noord-Brabant, Provincie Noord-Holland, Provincie Zuid-Holland

Dit rapport is openbaar en kan worden verstrekt aan derden.

Werkwijzen, rekenmodellen, technieken, ontwerpen van proefinstallaties, prototypen en door KWR gedane voorstellen en ideeën alsmede instrumenten, waaronder software, die in het onderzoeksresultaat zijn opgenomen, zijn en blijven het eigendom van KWR. Ook alle rechten die voortvloeien uit intellectuele- en industriële eigendom, alsmede de auteursrechten, blijven bij KWR berusten en derhalve eigendom van KWR.

Keywords

stikstof, depositie, mossen, covid-19 lockdown, biomonitoring, zware metalen

Jaar van publicatie

2022

Meer informatie

dr. Jeroen Geurts
T +31 30 606 9581
E jeroen.geurts@kwrwater.nl

PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

T +31 (0)30 60 69 511
E info@kwrwater.nl
I www.kwrwater.nl



December 2022 ©

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

Samenvatting

Aanleiding

Aanleiding voor dit onderzoek vormde de COVID-19 crisis en de bijhorende lockdowns met een sterk effect op menselijke activiteiten en naar verwachting ook op de atmosferische uitstoot van stikstof en dan vooral die van NO_y emissies door verkeer en industrie. Deze unieke situatie bood de kans om de korte termijneffecten van een plotselinge vermindering van stikstofdepositie te traceren op accumulatie van stikstof in ecosystemen. Een tweede belangrijke aanleiding is dat het lastig en kostbaar is om de stikstofdepositie direct te meten en dat het modelleren ervan veel onzekerheden heeft. KWR heeft daarom in opdracht van het onderzoeksprogramma van de duinwaterbedrijven (DPWE), Dunea, Waternet, PWN, Brabant Water en provincies Noord- en Zuid-Holland en Noord-Brabant onderzoek gedaan naar de effecten van de COVID-19 lockdowns op stikstofdepositie en de geschiktheid van slaapmossen als bio-indicator voor de fijnschalige monitoring van stikstofdepositie in Nederlandse natuurgebieden.

De mossen zijn verzameld op 34 locaties in de kustduinen van Zeeland tot aan de Wadden, in een heidegebied en bosgebied in het binnenland en in buitenlandse kustduinen als referentie voor een lage tot matig hoge depositie. De bemonstering en analyse van het stikstofgehalte in mosbiomassa heeft plaatsgevonden volgens het protocol van het Europese ICP Vegetation programma, waarin om de 5 jaar de gehalten aan stikstof, zware metalen en andere probleemstoffen in mossen worden gemonitord om de grootschalige verspreiding te bepalen en het patroon van depositie van deze stoffen in ruimte en tijd in beeld te brengen. Metingen van stikstofgehalten in de mosbiomassa zijn vergeleken met de gemodelleerde stikstofdepositie en op dezelfde locatie gemeten ammoniakconcentraties in de lucht. Voor 23 locaties is een vergelijking gemaakt tussen 2020 en 2021 om de effecten van de COVID-19 lockdowns op de stikstofdepositie te bepalen.

Resultaten

De stikstofconcentratie in de groene delen van de mossen (groei van 2-3 jaar) was in 2021 6% lager dan in 2020, in de mostoppen (groei van ca. 1 jaar) 7,5% lager. De grootste afname (22%) werd gemeten in het heidegebied vlakbij de snelweg A2. Dit zou het gevolg kunnen zijn van de lagere verkeersintensiteit tijdens de COVID-19 lockdowns.

Met een analyse van stikstofisotopen is gekeken naar verschuivingen in het aandeel gereduceerde en geoxideerde stikstof in de depositie, wat inzicht geeft in de mogelijke stikstofbronnen. Deze analyse toont aan dat gereduceerd stikstof (NH_x^1) in de depositie domineert. Een belangrijke bron voor NH_x -depositie is landbouwactiviteit. De minder negatieve $\delta^{15}\text{N}$ waarde van de mossen in 2021 duidt op een relatief kleiner aandeel gereduceerd stikstof (NH_x) in de totale stikstofdepositie. Dit wordt niet veroorzaakt door de lockdowns, maar door verschillen in droogte en neerslag tussen de jaren. Deze verschillen kunnen de verhoudingen tussen gereduceerd stikstof en geoxideerd stikstof in de depositie beïnvloeden en ook de opname daarvan door mossen. Dit kan het verschil tussen beide meetjaren en het effect van de lockdowns dus onderschatten.

¹ $\text{NH}_x = \text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$

De buitenlandse referentielocaties met lage tot matig hoge stikstofdepositie hebben gemiddeld een lager stikstofgehalte dan de Nederlandse locaties met een hoge depositie. Binnen Nederland is voor de meetpunten met korte vegetatie geen duidelijk verband gevonden tussen de gemodelleerde stikstofdepositie (OPS-model) en het stikstofgehalte. Dit kan diverse mogelijke oorzaken hebben:

- 1) er treedt stikstofverzadiging op door de hoge stikstofdepositie;
- 2) de spreiding van de meetlocaties over de stikstofdepositiegradiënt was beperkt;
- 3) een bias in de gemodelleerde stikstofdepositie;
- 4) invloed van neerslag/verdamping op de vitaliteit en stikstofopname van mossen.

Wel passen de gevonden stikstofgehalten in mossen van bemonsterde korte vegetaties in Nederland in de range van stikstofgehalten die elders in NW-Europa zijn gevonden. Bij de huidige hoogte van de stikstofdepositie in Nederland lijkt in korte vegetaties stikstofverzadiging op te treden boven een depositie van 10-15 kg N/ha/j. Monitoring van stikstofgehalten in mos op locaties met korte vegetaties kan dan wel de effecten van een sterke verlaging van de stikstofdepositie traceren die wordt nagestreefd in het regeerakkoord van 2021. De stikstofgehalten van locaties met bos waren veel hoger dan op locaties met korte vegetatie. Dat patroon stemt overeen met relaties tussen stikstofgehalte en -depositie die voor het buitenland zijn vastgesteld. De hogere gehalten zijn een gevolg van extra toevoer van stikstof door doorval van regen door de kroonlaag, stikstofuitloging uit strooisel en minder droogtestress voor mossen in bos. Mogelijk treedt voor mossen in bos nog geen stikstofverzadiging op en daarmee zou monitoring van stikstofgehalten in mos op locaties met bos mogelijk variatie in stikstofgehalte in het huidige hoge bereik van stikstofdepositie zichtbaar kunnen maken in ruimte en tijd.

Dit onderzoek had ook een belangrijke bijvangst doordat van diverse macro-elementen en zware metalen de gehalten in mos ook zijn gemeten. Dit gaf inzicht in de depositiepatronen van deze elementen. Door de samenhang van elementgehalten kon ook de invloed van diverse emissiebronnen (salt-spray, duinzand/stof, industriële stof) worden geduid. De gehalten aan zware metalen in mossen kunnen depositiepatronen op regionale en lokale schaal in kaart brengen. In de duinen heeft de lokale geochemie van het duinzand via depositie van duinzand/stof invloed op diverse elementgehalten in mossen. Het onderzoek bracht ook aan het licht dat fosforgehalten sterk variëren en binnen 1 jaar snel veranderen, waaruit blijkt dat de nutriëntenhuishouding van mossen sterk dynamisch is.

Biomonitoring met mossen kan geschikt zijn om patronen en trends te checken die door depositiemodellen worden voorspeld. Daarmee is het o.a. mogelijk om onnauwkeurigheden in gegevens over emissie en lokale patronen in en rond natuurgebieden in beeld te krijgen. Een fijnmazig meetnet zou voor meting van de totale stikstofdepositie aanvullend kunnen zijn op het huidige meetnet. Dit vergt echter meer validatie en onderzoek, in lijn met het stikstofadvies van het Adviescollege Remkes. Gepland is om een dergelijke validatie uit te voeren in het Nationaal Kennisprogramma Stikstof (NKS). Voor de toepassing van biomonitoring van stikstofdepositie met mossen in Nederland hebben we diverse aanbevelingen, waarvan de belangrijkste bestaan uit een uitgebreidere validatie van de relatie van metingen in mossen met de stikstofdepositie op basis van metingen, literatuuronderzoek en een meta-analyse van Europese datasets. De verzamelde data kunnen ook nader geanalyseerd worden op de invloed van meteorologische variatie (2020 relatief droog en 2021 relatief nat) en variatie in aerodynamische ruwheid van de vegetatie en het landschap op de stikstofaccumulatie. Wanneer uit deze validatie blijkt dat het monitoren van stikstofgehalten in mossen zinvol is, zou ook nader gekeken kunnen worden naar de ruimtelijke dichtheid en frequentie van metingen in samenhang met de exacte doelen van zulke monitoring. Het is ook zinvol om te kijken of meer mos- en korstmossoorten voor zulke biomonitoring in aanmerking komen. We raden verder aan om monitoring van stikstof te combineren met een analyse van macro-elementen, zware metalen, PFAS en zeldzame aardelementen om zo het inzicht in depositie van deze (mogelijke) probleemstoffen te vergroten.

Dankwoord

We bedanken alle terreinbeheerders en drinkwaterbedrijven voor de toestemming om mossen te mogen bemonsteren in hun kwetsbare natuurgebieden en de hulp bij de locatiekeuze. Veel dank ook aan Maxime Lemmens en Erik Sanz Mali, die hun stage opdracht binnen het mossenproject hebben uitgevoerd en meegeholpen hebben met het veld- en labwerk. Mede vanwege jullie inzet en medewerking van het lab van de Radboud Universiteit, was het mogelijk om naast de geoffreerde N-, P- en K-gehalten ook stabiele N-isotopen, macro-elementen en zware metalen te meten (binnen het analysebudget). RIVM stelde gegevens beschikbaar van het MAN meetnet en berekeningen van atmosferische depositie en gaf waardevol commentaar op een conceptversie.

Inhoud

Samenvatting	4
Dankwoord	6
Inhoud	7
1 Inleiding	9
1.1 Aanleiding en doel	9
1.2 Het stikstofprobleem	10
1.3 Meten van stikstofdepositie	12
1.4 Biomonitoring met mossen	13
2 Aanpak	14
2.1 Onderzoeksgebieden	14
2.2 Monstername	17
2.3 Chemische analyses	18
2.4 Geochemie duinzand en afstand tot HWL	19
3 Resultaten	20
3.1 Stikstofgehalte en isotoopsignatuur in mossen	20
3.2 Relatie tussen stikstofgehalte in mos en stikstofdepositie	21
3.3 Relatie tussen stikstof isotoopsignatuur in mos en stikstofdepositie	24
3.4 Relatie tussen stikstofgehalte in mos en ammoniakconcentratie lucht	26
3.5 Effecten van de COVID-19 lockdowns	27
3.6 Chlorofylgehalten in mos	28
3.7 Zware metalen in mossen	29
3.8 Samenhang tussen elementgehalten in mos in relatie tot emissiebronnen	30
3.9 Invloed van de geochemie van het duinzand op elementgehalten in mos	32
3.10 Invloed van afstand tot zee op elementgehalten in mos	34
3.11 Relatie fosforgehalte en N:P ratio in mos met stikstofdepositie	36
4 Discussie en conclusies	40
4.1 Bruikbaarheid van mossen als bio-indicator voor stikstofdepositie	40
4.2 Effecten van de COVID-19 lockdowns en klimaat	43
4.3 Bruikbaarheid van mossen als bio-indicator voor depositie van andere elementen	43
4.4 Conclusies	44
4.5 Aanbevelingen	45

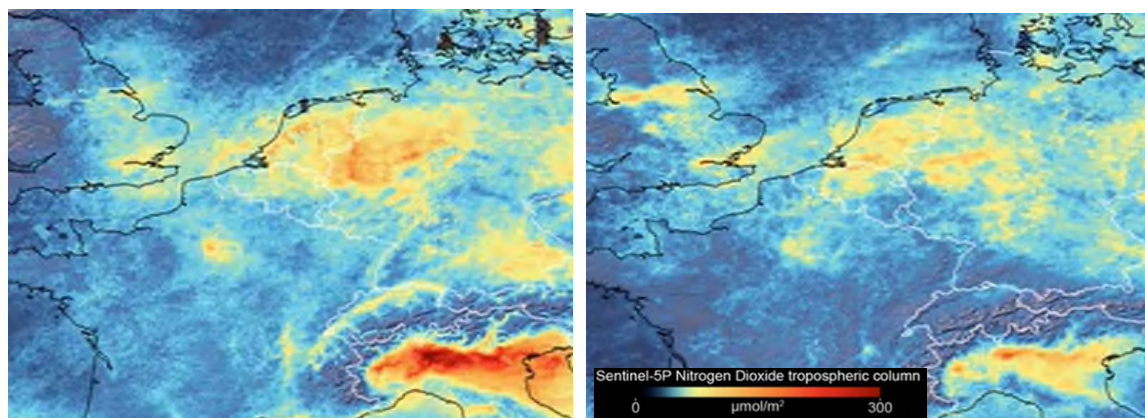
5	Literatuur	48
----------	-------------------	-----------

	Bijlage 1. Overzicht van Nederlandse monsterlocaties met bijbehorende coderingen	51
--	---	-----------

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en doel

De COVID 19-crisis en de bijhorende lockdowns hebben een sterk effect op menselijke activiteiten en dus ook op de atmosferische uitstoot van stikstof. De tijdelijke vermindering van de NO_y^2 -concentratie in de lucht is zichtbaar op recente satellietbeelden (Figuur 1). Een hoge stikstofdepositie is sinds decennia één van de grootste milieuproblemen in Nederland en andere delen van Europa, wat eutrofiëring en verzuring veroorzaakt in een breed scala aan ecosystemen. Het probleem is moeilijk op te lossen vanwege de diffuse aard van de emissies en bronnen. Op dit moment is het effect van de COVID-19 lockdowns op vermindering van de N-depositie waarschijnlijk (tijdelijk) groter dan de vermindering als gevolg van overeengekomen maatregelen voor reductie van stikstofemissies. Omdat een lockdown vooral NO_y -emitterende activiteiten (verkeer, industrie) en veel minder NH_x^3 -emitterende activiteiten (landbouw) beïnvloedt, zal de verhouding tussen geoxideerd en gereduceerd stikstof afnemen. Zo nam het verkeer in de eerste lockdown af met 50-65% en in heel 2020 met 20-30% (bron: CBS, NDW). Daarnaast ging de maximumsnelheid op 16 maart 2020 overdag omlaag naar 100 km/u, al levert dit minder dan een procent reductie van stikstofneerslag op. Deze unieke situatie biedt de kans om de korte termijneffecten op ecosystemen van een plotselinge vermindering van N-depositie te traceren.



Figuur 1: Satellietmetingen van de NO_2 concentraties in de troposfeer begin januari 2020 voor de Corona-crisis (links) en eind maart 2020 na start van de eerste lockdown (rechts). In de gebieden als de Po-vlakte en Nederland+Ruhr-gebied met hoge NO_2 concentratie treedt door verminderde emissies van NO_y een afname op. Bron: remote-sensing beelden van de Tropomi satelliet van ESA (https://www.esa.int/ESA_Multimedia/Videos/2020/03/Coronavirus_nitrogen_dioxide_emissions_drop_over_Italy).

Het is lastig en kostbaar om de stikstofdepositie direct te meten op veel locaties en het modelleren ervan heeft veel onzekerheden. KWR heeft daarom in opdracht van het onderzoeksprogramma van de duinwaterbedrijven (DPWE), Dunea, Waternet, PWN, Brabant Water en de provincies Noord- en Zuid-Holland en Noord-Brabant onderzoek gedaan naar de geschiktheid van mossen als bio-indicator voor de fijnschalige monitoring van stikstofdepositie in Nederland (zie paragraaf 1.4). Tevens heeft KWR zelf financieel bijgedragen vanuit het COVID-19 fonds.

² $\text{NO}_y = \text{NO} + \text{NO}_2 + \text{NO}_3$

³ $\text{NH}_x = \text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$

De volgende onderzoeksvragen worden daarbij onderscheiden:

1. Is het effect van de COVID-19 lockdowns te zien aan de stikstofgehalten in mossen?
2. In hoeverre kan, in de Nederlandse situatie met het hoge stikstofdepositieniveau, een relatie gelegd worden tussen het stikstofgehalte in slaapmosses en de stikstofdepositie en ammoniakconcentraties in de lucht?
3. Is biomonitoring van stikstofdepositie met mossen in de Nederlandse situatie mogelijk?

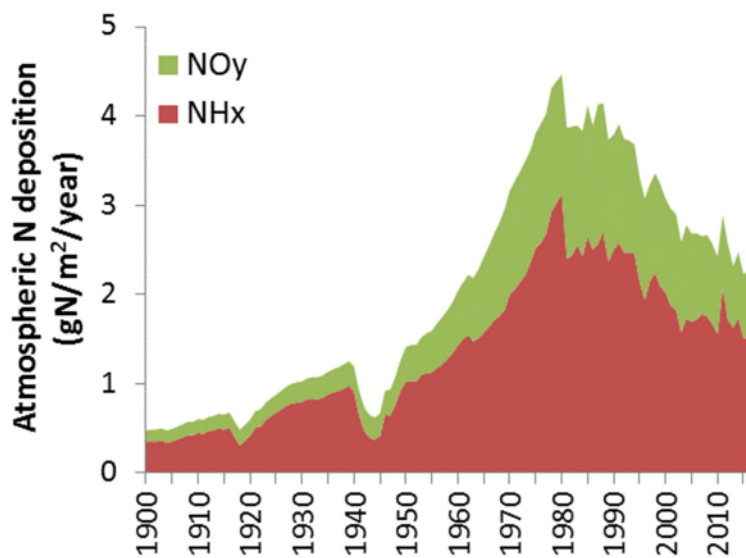
Het onderzoek beperkt zich met deze vragen tot een eerste analyse in hoeverre biomonitoring met mossen perspectief biedt voor monitoring van stikstofdepositie in de Nederlandse situatie. Het betreft daarmee een verkennende studie. Een analyse in hoeverre zulke biomonitoring voordelen biedt t.o.v. de huidige monitoring en of dit haalbaar is in Nederland hangt niet alleen af van de 'technische' mogelijkheden, maar ook van de exacte doelen voor de monitoring van de overheid. Zo'n haalbaarheidsanalyse kan worden uitgevoerd binnen het Nationaal Kennisprogramma Stikstof (NKS) van het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. In dit programma zal ook gekeken worden naar de inzet van biomonitoring als middel om stikstofdepositie beter te monitoren en om modellering van depositie te verbeteren.

Er zijn metingen uitgevoerd in duingebieden langs de hele kust, een binnenlands heidegebied en bosgebied in Nederland. Als referentie zijn ook enkele kustduingebieden in NW-Europa bemonsterd waar de stikstofdepositie lager is dan die in Nederlandse kustduinen. De stikstofgehalten in de mossen worden vergeleken met stikstofdepositie, die wordt berekend met depositiemodellen, en metingen van ammoniakconcentraties in de lucht. Met stikstofisotopen kan gekeken worden naar verschuivingen in het aandeel gereduceerde en geoxideerde stikstof in de depositie, wat inzicht geeft in de mogelijke stikstofbronnen. Naast de effecten die de COVID-19 lockdown hierop hebben, wordt ook als bijvangst van dit onderzoek gekeken naar het ruimtelijk patroon in de duinen en de depositie van macro-elementen en zware metalen. Hiermee is het mogelijk om de invloed van uiteenlopende emissiebronnen te ontrafelen, worden patronen van vervuiling met zware metalen zichtbaar en kunnen we iets zeggen over de nutriëntenverhoudingen in mossen van droge ecosystemen.

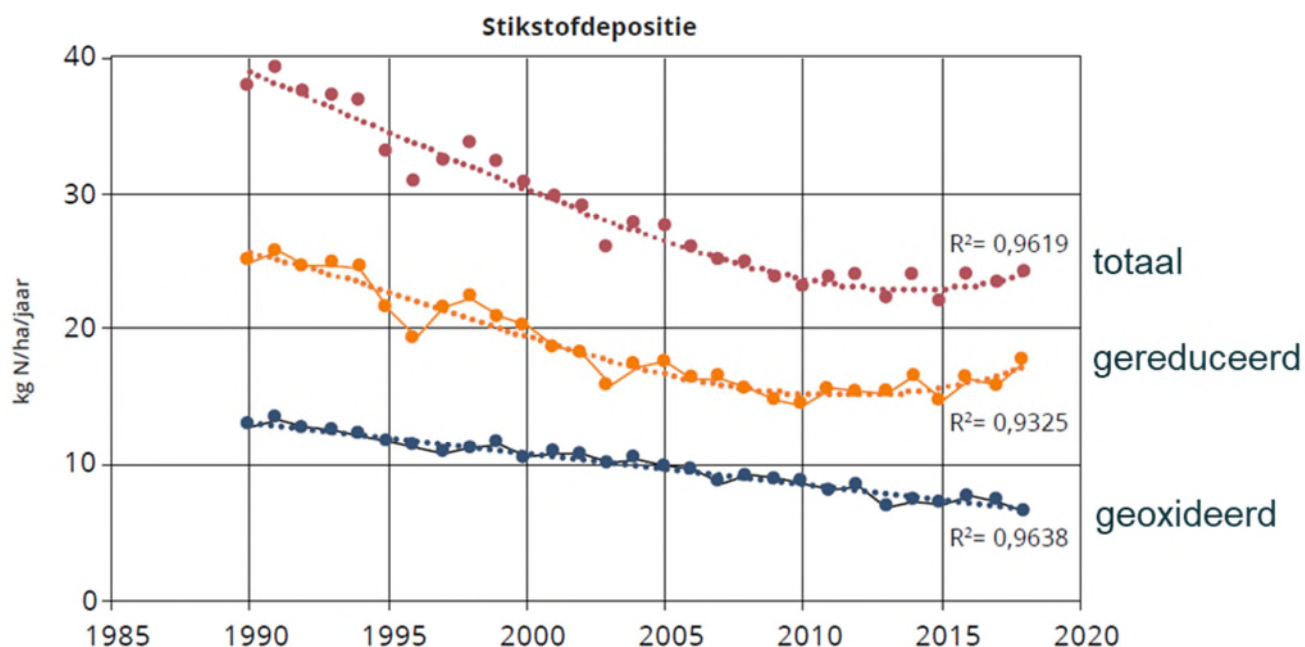
1.2 Het stikstofprobleem

In de jaren '80 was de stikstofdepositie in Nederland op zijn piek (gemiddeld 50 kg/ha/j) en tien keer zo hoog als aan het begin van de 20^{ste} eeuw (Figuur 2; Kooijman et al., 2012). Van 1990 tot 2005 was er een continue afname van de N depositie, maar daarna stagneerde deze afname doordat de NH₃-emissie niet verder daalde (Figuur 3; Bobbink et al., 2021). Kritische depositiewaarden van habitattypen worden in een groot deel van in Natura2000 gebieden nog altijd overschreden met meer dan 5 kg/ha/jaar (350 mol/ha/jaar). Stikstofdepositie heeft daardoor nog steeds een grootschalige, negatieve impact op ecosystemen en het verlies van biodiversiteit, directe toxiciteit voor planten en bodemverzuring schrijden voort (Bobbink et al., 2010; Kooijman et al., 2012). Door de aanhoudende overschrijding van kritische depositiewaarden is het ook de vraag in hoeverre mitigerende maatregelen in natuurgebieden effectief zijn.

In 2019 leidde dit onopgeloste vervuilingsprobleem in combinatie met stringente natuurwetgeving van de EU tot een 'stikstofcrisis' in Nederland. Om deze crisis op te lossen, is een vermindering van de stikstofemissie nodig. Dit leidde tot een debat over de bijdrage aan stikstofdepositie door de landbouwsector, verantwoordelijk voor een groot deel van de gereduceerde stikstofdepositie (NH_x). Het Adviescollege Remkes (2020) adviseerde om de binnenlandse NH₃-emissies in 2030 minimaal 50% te laten dalen ten opzichte van 2019. Deze doelstelling wordt vertaald naar een opgave per provincie.



Figuur 2: Totale stikstofdepositie in Nederland, uitgesplitst in geoxideerd (NO_y) en gereduceerd (NH_x) stikstof (OPS, RIVM).



Figuur 3: Afname van de totale stikstofdepositie en depositie van geoxideerde en gereduceerde stikstof in Nederland van 1990-2018 (Bobbink et al., 2021).

1.3 Meten van stikstofdepositie

Om de negatieve effecten van stikstofdepositie op ecosystemen te kunnen bepalen, is een goede monitoring van de stikstofdepositie vereist. Er zijn modellen waarmee het ruimtelijke patroon van stikstofdepositie kan worden geschat en meetpunten verspreid over het land voor modelvalidatie. Vanuit de PAS is het AERIUS model ontwikkeld, waarmee de uitstoot van stikstof en de depositie daarvan in Natura2000 gebieden kan worden berekend. Het achterliggende rekenprogramma hiervoor is het Operationele Prioritaire Stoffen model (OPS) van het RIVM. Dit model berekent de verspreiding van stikstof in de lucht en de natte en droge depositie van gereduceerde en geoxideerd stikstof, gebaseerd op meteorologische omstandigheden en landgebruik. Op Europees niveau wordt het EMEP MSC-W model gebruikt, maar dit is minder fijnmazig dan nationale modellen. Daadwerkelijke metingen van stikstof in de lucht worden gedaan binnen het Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden (MAN) en het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML) (Figuur 4). Directe metingen van de stikstofdepositie zijn echter moeilijk en kostbaar, waardoor er weinig meetpunten zijn en de landelijke dekking dus laag is. Het meten van de natte depositie is relatief makkelijk en zou ook met een relatief dicht meetnet kunnen worden uitgevoerd. Het meten van de droge NO_x depositie is echter kostbaar, waardoor het aantal meetpunten waar de totale stikstofdepositie wordt gemeten gering.

Nationale en internationale studies hebben echter discrepanties gevonden tussen gemodelleerde en gemeten stikstofdepositie (Harmens et al., 2013; Harmens et al., 2014; Noordijk et al., 2014). Er zitten onzekerheden in de emissies en in de gemodelleerde depositie, terwijl er ook weinig meetpunten zijn voor kalibratie en validatie. Hierdoor kan de gemodelleerde stikstofdepositie op lokale schaal sterk afwijken van de werkelijke stikstofdepositie, onder andere door de invloed van lokale omgevingsfactoren, zoals de aerodynamische ruwheid van de vegetatie. Eén manier om meer grip te krijgen op de werkelijke stikstofdepositie op lokale schaal, is het meten van indicatorsoorten die alleen voorkomen onder een bepaald depositieniveau (bijv. korstmossen; Johansson et al., 2012) of indexen te bepalen uit de soortensamenstelling van korstmossen op bomen (Van Herk et al. 2018). Zulke metingen vergen ijking op metingen of modellering van stikstofdepositie. Een andere manier van biomonitoring is het meten van geaccumuleerd stikstof in organismes.



Figuur 4: MAN meetpunt voor de ammoniakconcentratie van de lucht van het RIVM in het Zwanenwater.

1.4 Biomonitoring met mossen

Binnen het Europese ICP Vegetation programma wordt sinds 1990 om de 5 jaar de ruimtelijke verspreiding van stikstof, zware metalen, persistente organische verbindingen (POPs) en microplastics gemonitord door de concentratie van deze stoffen in veel voorkomende slaapmossen te gebruiken om patronen van depositie van stoffen in ruimte en tijd in beeld te brengen (Frontasyeva et al., 2020). De meeste Europese landen doen mee aan dit programma, maar voor stikstof heeft Nederland nooit geparticipeerd. Wel heeft Nederland in 1990 en 1995 meegedaan met metingen van zware metalen. Het ICP programma heeft hiermee ruimtelijke patronen van stikstofdepositie over de tijd in kaart kunnen brengen in de omliggende landen van Nederland.

Omdat mossen geen laag van was en cutiline (cuticula) hebben, kunnen stoffen via neerslag en deeltjes gemakkelijk uit de lucht opgenomen worden. Bovendien hebben de meeste mossen geen wortelstelsel en vaatbundels, waardoor opname van nutriënten uit de bodem minimaal is (Anicić et al., 2007). Daarom zijn nutriënten en andere stoffen die mossen accumuleren in hun weefsel een goede indicatie voor het depositieniveau (Frontasyeva et al., 2020; Grodzińska & Szarek-Łukaszewska, 2001). Verschillende studies hebben aangetoond dat het stikstofgehalte in mossen een positieve relatie heeft met N depositie (Arróniz-Crespo et al., 2008; Solga, 2007). Correlaties tussen het stikstofgehalte en de gemodelleerde stikstofdepositie waren echter altijd minder sterk dan correlaties tussen het stikstofgehalte en de daadwerkelijk gemeten stikstofdepositie (Harmens et al., 2011; Solga et al., 2005; Xiao et al., 2010; Zechmeister et al., 2008), mogelijk door een bias in de gebruikte modellen. De sterkte van de correlatie hangt ook af van de mossoort en het depositieniveau. In de Nederlandse situatie, met het hoge stikstofdepositieniveau, is het daarom de vraag of en in hoeverre hier een relatie gelegd kan worden tussen het stikstofgehalte in slaapmossen en de gemodelleerde stikstofdepositie.

Door zowel recent gevormd mosweefsel als ouder mosweefsel te analyseren en met elkaar te vergelijken wat betreft stikstofgehalte, is de verwachting dat veranderingen in stikstofdepositie over de tijd kunnen worden waargenomen. Vertakking bij mosgroei indiceert een nieuwe groei-jaar (Zechmeister et al. 1998; Glime, 2006; Grodzińska & Szarek-Łukaszewska, 2001), wat betekent dat het stikstofgehalte in de mostoppen een indicatie kan geven van het voorgaande groeiseizoen en het stikstofgehalte in de volledige groene delen van de laatste 2-3 groeiseizoenen. Door reallocatie van nutriënten is het echter ook mogelijk dat de gehalten in mostoppen beïnvloed worden door opname in voorgaande seizoenen.

2 Aanpak

2.1 Onderzoeksgebieden

Nederlandse locaties

In juli 2020 zijn in het kader van het onderzoek naar de effecten van de COVID-19 lockdowns op stikstofdepositie in totaal 24 locaties bemonsterd in de diverse Noord- en Zuid-Hollandse duingebieden, op Vlieland en in de Grote Heide in Noord-Brabant (Figuur 55; Tabel 1; Bijlage 1). Tevens zijn buitenlandse referentielocaties in kustduinen bemonsterd (dit onderzoek en eerder onderzoek) met een lage en matig hoge stikstofdepositie (Figuur 66). Twaalf van de Nederlandse locaties waren onderdeel van het project in de beginfase; de overige twaalf locaties zijn bemonsterd omdat extra budget beschikbaar kwam voor aanvullende bemonstering en analyse. Indien mogelijk zijn locaties gekozen die dicht bij de MAN meetpunten liggen. Als binnenlands heidegebied is gekozen voor de Grote Heide (Noord-Brabant), omdat het de verwachting is dat hier de tijdelijke dip van NO_y -depositie als gevolg van de lockdowns in de coronacrisis relatief sterk zal zijn door de nabije ligging van de (normaal) drukke snelwegen A2 en A67. Bovendien is in dit gebied in 2018 en 2019 onderzoek uitgevoerd naar de invloed van N-depositie op droge heide, waardoor de context (bodem, vegetatie, beheerhistorie) goed bekend is (Aggenbach et al. 2020).

De 12 locaties van de beginfase van het project zijn in de periode half juni – half juli 2021 opnieuw bemonsterd en geanalyseerd. Daarnaast zijn in 2021 ook de meeste andere in juli 2020 bemonsterde Nederlandse locaties (23 van de 24) weer bemonsterd.

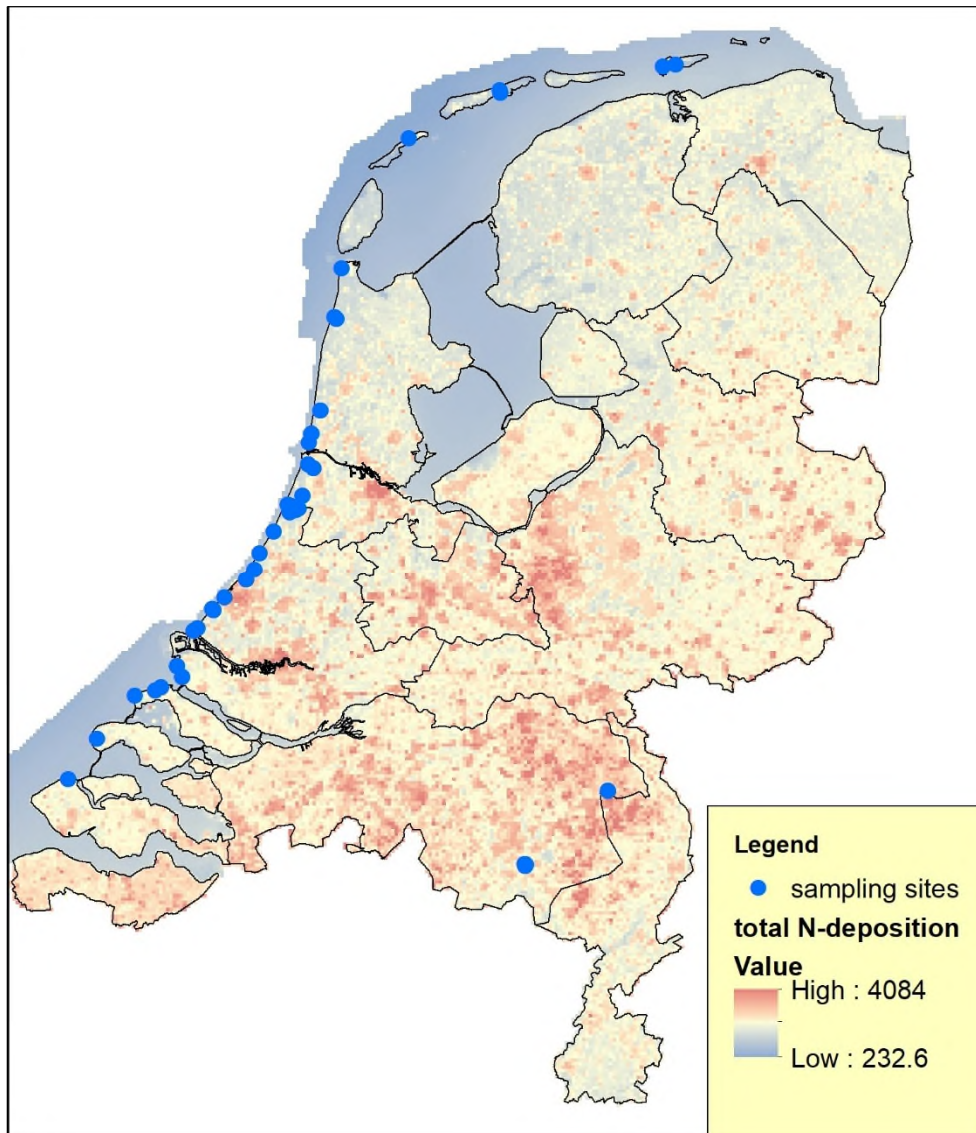
Toen vanuit een ander lopend project voor de duinwaterbedrijven Dunea, PWN, Waternet en Evides (DPWE) onderzoeksbudget was vrijgefallen, konden vanaf de herfst van 2020 extra locaties meegenomen worden in het mossenonderzoek. Zo konden de reeds in de zomer verzamelde extra monsters worden verwerkt en geanalyseerd (inclusief transecten haaks op de kust), maar kon ook de dekking van locaties langs de kust uitgebreid worden (Figuur 55). Hiervoor werden in oktober en begin november 2020 14 nieuwe locaties bemonsterd in Zeeland, Noord- en Zuid-Holland, op Terschelling en op Schiermonnikoog. In de lente van 2021 werden aanvullend vanuit een KIWK project twee locaties bemonsterd in een bos bij Westerbeek (NO-Brabant) met een zeer hoge stikstofdepositie (28 kg N/ha/j).

Buitenlandse referentielocaties

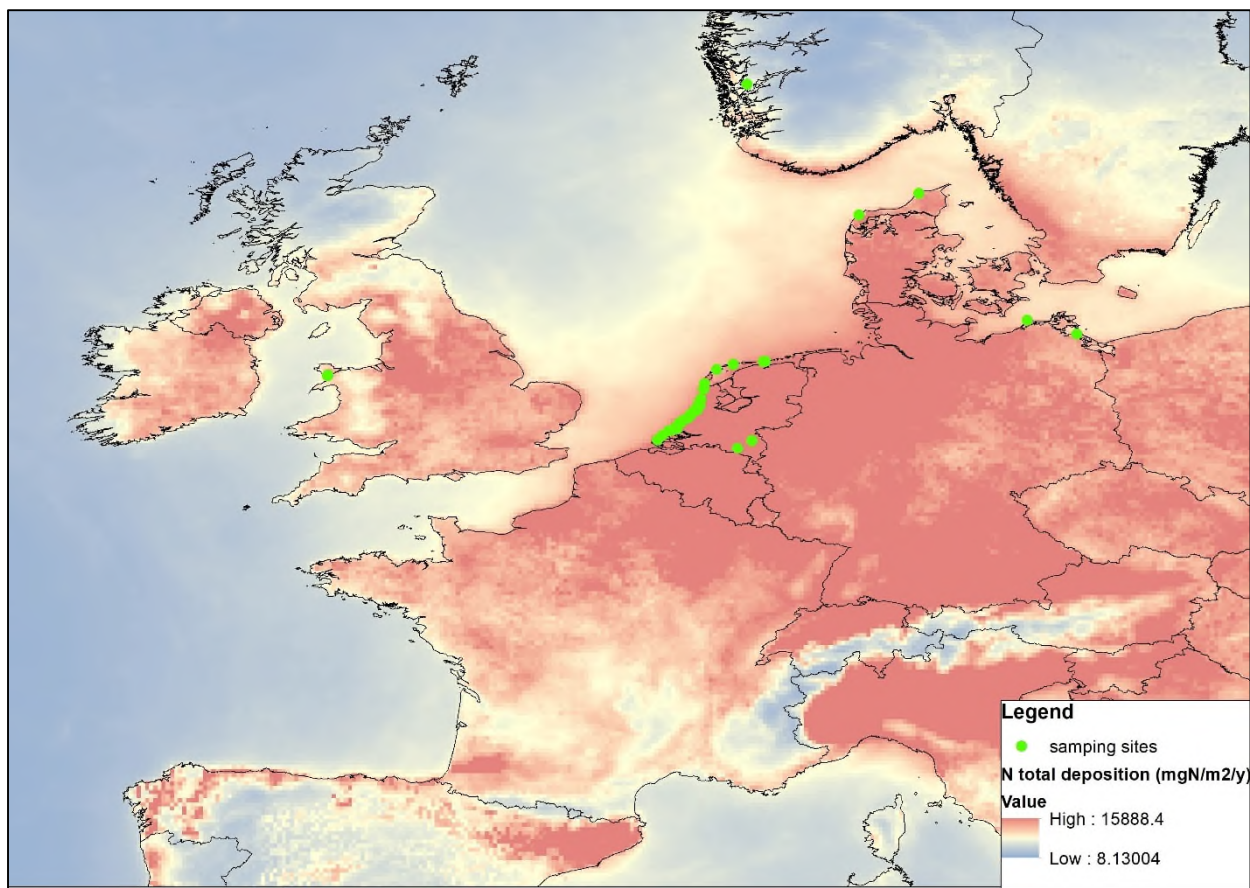
Om de resultaten uit de Nederlandse onderzoeksgebieden (met hoge stikstofdepositie; 11-25 kg N/ha/j) te kunnen vergelijken met gebieden met een lagere stikstofdepositie, zijn ook buitenlandse kustduinen bemonsterd (Figuur 6; Tabel 1). Er zijn twee referentiegebieden met een matig hoge stikstofdepositie (9-11 kg N/ha/j) bemonsterd aan de Noorzeekust van Noord-Jutland, Denemarken (herfst 2020) en aan de Oostzeekust in Mecklenburg-Vorpommern, Duitsland (lente/ zomer 2021). Daarnaast is in het zuidwesten van Noorwegen een referentiegebied met een lage stikstofdepositie (6 kg N/ha/j) bemonsterd in de zomer van 2021. In 2019 zijn in het kader van het BTO onderzoek N-mitigatie (Aggenbach et al. 2020) vijf locaties met lage stikstofdepositie (7 kg N/ha/j) bemonsterd in Newborough, NW-Wales. De resultaten hiervan zijn ook gebruikt als referentie voor een lage stikstofdepositie in dit onderzoek. Bovendien zijn twee monsters uit Wales opnieuw geanalyseerd.

Tabel 1: Overzicht van monsterlocaties in Nederland en buitenlandse referentiegebieden.

code	land	gebied	mossoort	meetjaar
GH3	NL	Groote Heide	<i>Hypnum jutlandicum</i>	2020+2021
GH5	NL	Groote Heide	<i>Hypnum jutlandicum</i>	2020+2021
GH7	NL	Groote Heide	<i>Hypnum jutlandicum</i>	2020+2021
GH9	NL	Groote Heide	<i>Hypnum jutlandicum</i>	2020+2021
WB1	NL	Westerbeek (bos)	<i>Hypnum jutlandicum</i>	2021
WB2	NL	Westerbeek (bos)	<i>Pseudosceropodium purum</i>	2021
WA1	NL	Walcheren: Oranjezon	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020
SH1	NL	Schouwen	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020
GO1	NL	Goeree: Oostduinen	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020+2021
GO2	NL	Goeree: Middelduinen	<i>Pseudoscleropodium purum</i>	2020+2021
GO3	NL	Goeree: Springertduinen	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020
OV1	NL	Oostvoorne: Schapenwei	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020+2021
OV2	NL	Oostvoorne	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020+2021
KA1	NL	Kapittelduinen	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020
KA2	NL	Kapittelduinen	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020
SV1	NL	Solleveld	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020+2021
SV2	NL	Solleveld	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020+2021
WD1	NL	Westduinpark	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020
ME1	NL	Meijendel; Lopert	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020+2021
ME2	NL	Meijendel; Meeuwenduin	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020+2021
ME3	NL	Meijendel, ten zuiden van Katwijk	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020
ND1	NL	Hollands Duin	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020
LD3	NL	Luchterduinen	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020+2021
LD5	NL	Luchterduinen	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020+2021
LD6	NL	Luchterduinen	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020+2021
LD7	NL	Luchterduinen	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020+2021
LD8	NL	Luchterduinen	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020+2021
KZ1	NL	Kennemerland-Zuid	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020+2021
KZ2	NL	Kennemerland-Zuid	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020+2021
KN1	NL	Kennemerland-Noord	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020+2021
KN2	NL	Kennemerland-Noord	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020+2021
KN3	NL	Kennemerland-Noord	<i>Pseudoscleropodium purum</i>	2020
ZW1	NL	Zwanenwater	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020+2021
ZW2	NL	Zwanenwater	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020+2021
GR1	NL	Grafelijkheidsduinen	<i>Hypnum cupressiforme</i>	2020
VL1	NL	Vlieland	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020
TS1	NL	Terschelling	<i>Hypnum jutlandicum</i>	2020
TS2	NL	Terschelling	<i>Hypnum jutlandicum</i>	2020
SC1	NL	Schiermonnikoog	<i>Pseudosceropodium purum</i>	2020
SC2	NL	Schiermonnikoog	<i>Pseudosceropodium purum</i>	2020
TH1	DK	Jutland: Thy	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020
TO1	DK	Jutland: Tornby	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2020
NB1	UK	Wales: Newborough	<i>Pseudosceropodium purum</i>	2019
NB2	UK	Wales: Newborough	<i>Pseudosceropodium purum</i>	2019
NB3	UK	Wales: Newborough	<i>Pseudosceropodium purum</i>	2019
NB4	UK	Wales: Newborough	<i>Pseudosceropodium purum</i>	2019
NB5	UK	Wales: Newborough	<i>Pseudosceropodium purum</i>	2019
MP1	DE	Meckelenburg-Vorpommeren: Darss	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2021
MP3	DE	Meckelenburg-Vorpommeren: Peene Munde	<i>Hypnum cupressiforme var. lacunosum</i>	2021
NO1	NO	Revne: BEGIN-site	<i>Hylocomium splendens</i>	2021



Figuur 5: Overzicht van de Nederlandse monsterlocaties met op de achtergrond de totale stikstofdepositie van 2019 (OPS-model, data RIVM). De eenheid van stikstofdepositie is mol/ha/jr.



Figuur 6: Overzicht van Nederlandse locaties en buitenlandse referentielocaties met een lage en matig hoge stikstofdepositie. De achtergrond geeft de totale stikstofdepositie weer van 2019 (EMEP-model). De eenheid van stikstofdepositie is $\text{mg N/m}^2/\text{jr}$.

2.2 Monstername

Voor de monstername is grotendeels de monstermethode van het internationale ICP Vegetation programma gevolgd (Harmens et al., 2014; WGE, 2019). Per locatie zijn 10 sublocaties bemonsterd in een gebied van 30 x 30 meter, waarbij zoveel mogelijk afstand is gehouden van bomen en struiken. Afhankelijk van het gebied werden één van deze veel voorkomende soorten slaapmossen bemonsterd en in plastic (PE) bakjes gedaan (Figuur 7): Gewoon klauwtjesmos (*Hypnum cupressiforme*) op 32 locaties, Heideklauwtjesmos (*Hypnum jutlandicum*) op 7 locaties, Groot laddermos (*Pseudoscleropodium purum*) op 7 locaties en alleen in Noorwegen op één locatie Glanzend etagemos (*Hylocomium splendens*). Na 3 dagen drogen bij 40 °C zijn de mosmonsters verdeeld in twee (overlappende) jaarklassen: het laatste groei-jaar (mostop van 5-10 mm) en de laatste 2-3 groei-jaren (groene gedeelte; conform de ICP-methode). Deze zijn per locatie gepoold, gemalen en geanalyseerd op het stikstofgehalte, de stikstof isotoop signatuur en de gehalten aan macro-elementen en zware metalen.

Gewoon klauwtjesmos, Groot laddermos en Glanzend etagemos worden ook bemonsterd in het ICP Vegetation onderzoek. Deze mossoorten verschillen slechts weinig in de mate waarin ze stikstof accumuleren, waarbij Gewoon klauwtjesmos de laagste accumulatie vertoont (Harmens et al. 2014). Omdat onderzoek aan intraspecifieke variatie is gebaseerd op kleine aantallen meetlocaties en we niet weten of Gewoon klauwtjesmos en Heideklauwtjesmos verschillen in stikstofaccumulatie, hebben we geen soortafhankelijke correctie uitgevoerd op de gemeten stikstofgehalten. Normalisatie van gemeten stikstofgehalten op bijvoorbeeld de stikstofconcentratie van Gewoon klauwtjesmos vergt meer validatie. Opgemerkt wordt dat de selectie van locaties sterk afwijkt van het ICP-protocol dat een sterke ruimtelijke spreiding van monsterlocaties nastreeft met als doel om grootschalige patronen in depositie van stoffen te monitoren. Ons onderzoek had een sterke focus op de kustduinen en zowel in de

kustduinen als in de binnenlandse gebieden zijn monsterpunten dichtbij elkaar geselecteerd om ook kleinschalige gradiënten in depositie te kunnen traceren.



Figuur 7: Bemonstering van Gewoon klauwtjesmos.

2.3 Chemische analyses

Aan de gemalen en gepoolde mosmonsters zijn de volgende chemische analyses uitgevoerd:

- Totaal-N en totaal-C met een Elemental Analyser (Vario MICRO cube);
- macro-elementen Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S, Si en zware metalen As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb, Ti, V, Zn met ICP-OES (ARCOS) na destructie met HNO_3 en H_2O_2 ;
- stabiele N isotopen signatuur met IRMS.

De analyses zijn uitgevoerd door het Gemeenschappelijk Instrumentarium van de Radboud Universiteit.

De stabiele isotopen signatuur houdt in dat de verhouding van de stabiele isotoop ^{15}N met ^{14}N wordt gemeten. Deze verhouding van $^{15}\text{N}:^{14}\text{N}$ in mossen wordt sterk bepaald door de isotoopverhouding van de emissiebronnen voor stikstof. De isotoopverhouding wordt uitgedrukt als de afwijking van een vaste referentiewaarde voor de ^{15}N concentratie in N_2 -gas in de atmosfeer (Wenen): $0 \delta^{15}\text{N}$ (in ‰). In het algemeen leidt een hoger aandeel van NH_3 -emissies in de N-depositie door agrarische activiteiten tot een lagere $\delta^{15}\text{N}$ met negatieve waarde. Een hoger aandeel van NO_y door het gebruik van fossiele energie leidt juist tot een hogere $\delta^{15}\text{N}$ (minder negatieve of positieve waarde).

Mede vanwege de inzet van studenten op dit onderwerp en medewerking van het lab van de Radboud Universiteit, was het mogelijk om naast de geoffreerde N-, P- en K-gehalten ook stabiele N-isotopen, macro-elementen en zware metalen te meten (binnen het analysebudget). Een deel van de monsters wordt in het kader van de ICP Moss Survey geanalyseerd op verschillende zware metalen en macro-elementen met Neutron Activation Analysis (NAA) in Rusland. Daarmee kunnen we in de nabije toekomst een totaalanalyse uitvoeren op een bredere reeks van elementen en die vergelijken met onze eigen analyses van metalen. Deze resultaten zijn dus niet opgenomen in dit rapport. We hebben onze data vergeleken met zware metalen analyses uit 1990 (Rühling, 1994) en 1995 (Rühling & Steinnes, 1998), toen Nederland deelnam aan de ICP Vegetation Moss Biomonitoring Survey met respectievelijk 89 en 108 bemonsteringlocaties.

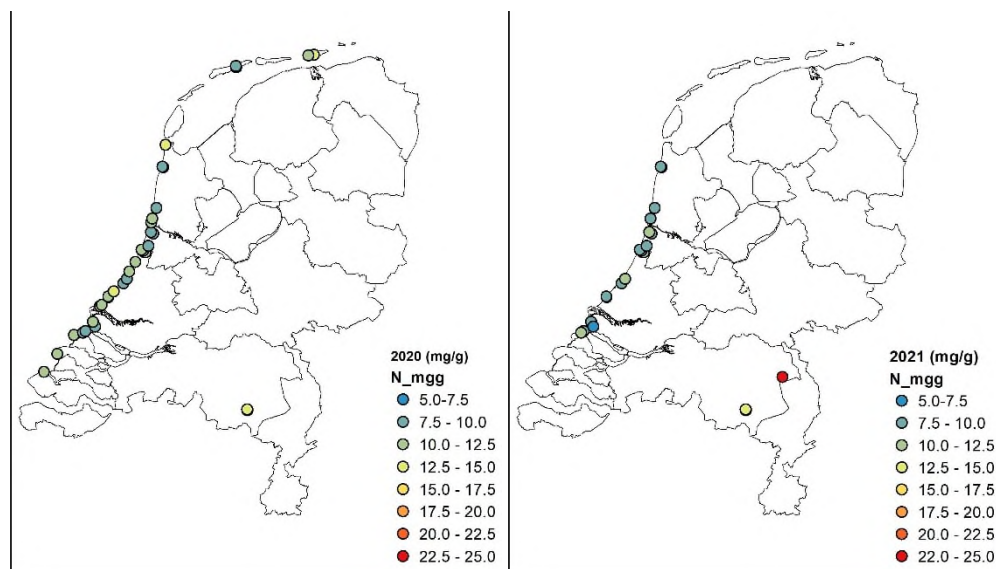
2.4 Geochemie duinzand en afstand tot HWL

De geochemische compositie van duinzand kan de gehalten van elementen in mossen beïnvloeden door verstuiwing en depositie van zand en -stof op de mossen (Lazo et al., 2019; Steinnes, 1995). Indien mogelijk werden locaties geclassificeerd op basis van calcië- en titaniumgehalte van het ondiepe duinzand in de omgeving van de monsterlocaties. Door de relatie van elementgehalten in het mos te vergelijken met deze geochemische classificatie kan een beeld worden verkregen in hoeverre depositie van duinstof en – zand doorwerkt in het elementenprofiel van het mos. De geochemische classificatie is gebaseerd op een grote geochemische studie van duin- en strandzand langs de hele Nederlandse kust (Stuyfzand et al., 2012) aangevuld met data uit andere geochemische studies van KWR (Aggenbach et al., 2018; Fujita & Aggenbach, 2015; Stuyfzand et al., 2019). Ook aerosolen en zoutpartikels afkomstig uit zeewater, kunnen op de mossen terecht komen (salt-spray). Daarom is de afstand van elk monsterpunt tot de hoogwaterlijn (HWL) bepaald, de lijn die het zeeniveau gemiddeld bereikt bij vloed. Gekeken is in hoeverre elementgehalten in mossen een samenhang vertonen met de afstand tot zee.

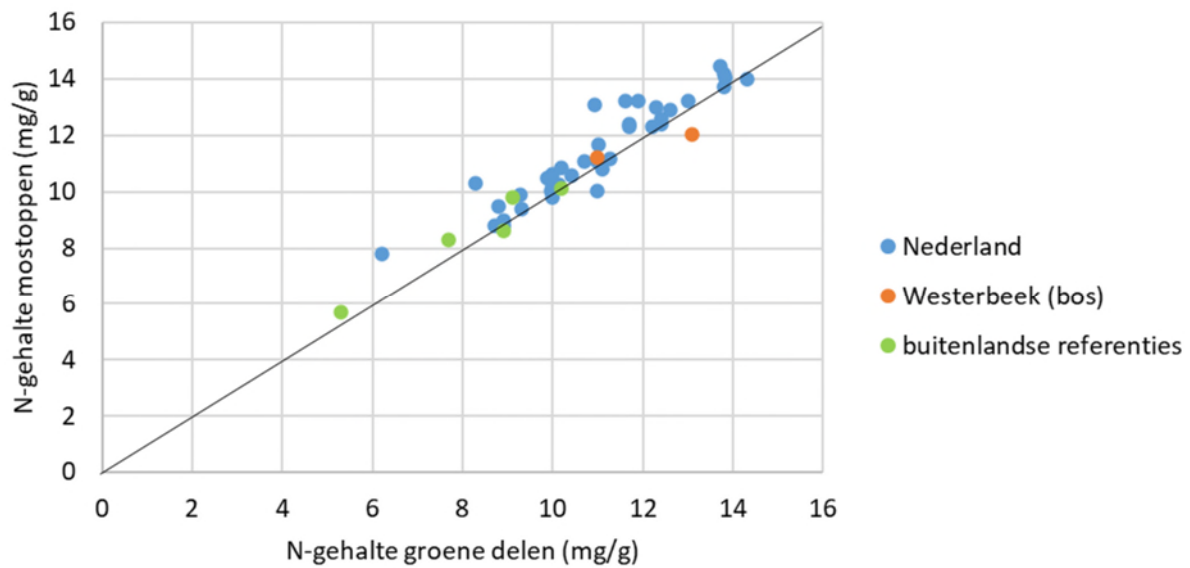
3 Resultaten

3.1 Stikstofgehalte en isotoopsignatuur in mossen

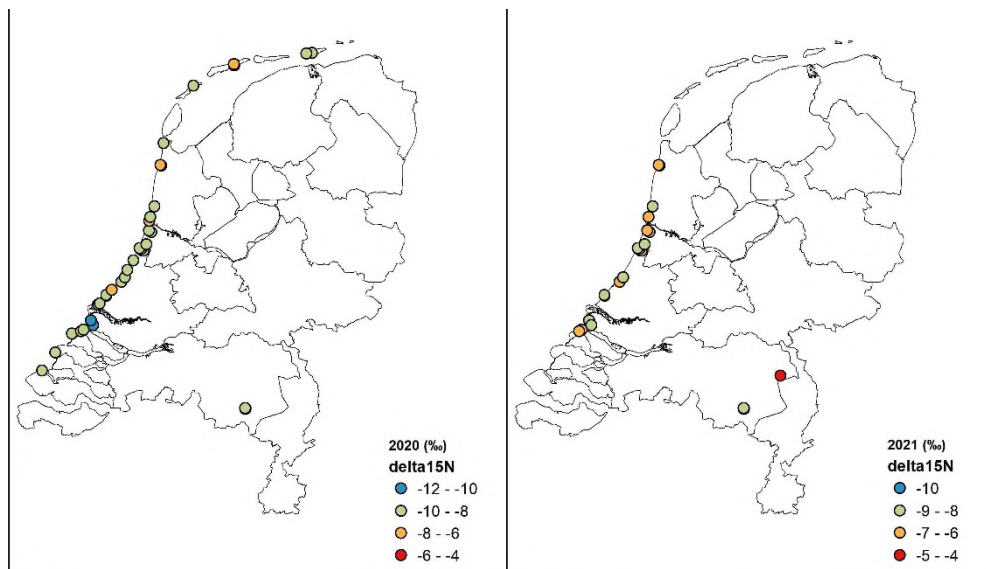
Het stikstofgehalte (N) in de (bijna) groene mosbiomassa (inclusief mostoppen) die in de 2-3 jaar daarvoor is gevormd, varieert bij de 38 Nederlandse locaties in 2020 van 6,2 mg/g op Vlieland tot 14,3 mg/g op Schiermonnikoog (Figuur 8). De mostoppen bevatten tussen de 7,8 mg/g (Vlieland) en 14,5 mg/g (Groote Heide), waarbij de waarden gemiddeld 4% hoger zijn dan in de groene delen (Figuur 9), al is dit verschil niet significant. Locaties in Noord-Brabant, Zuid-Holland en Zeeland vertonen weinig variatie in het N-gehalte. De locaties in Noord-Holland en op de Wadden zijn meer variabel. De in 2021 gemeten N-gehalten in een bos in Westerbeek waren duidelijk hoger (20-24 mg/g). Om N-gehalten in bossen te vergelijken met open gebieden, is in figuur 9 een correctiefactor van 0,55 gebruikt (Meyer et al., 2015). In de buitenlandse referentiegebieden werden over het algemeen relatief lage N-gehalten gemeten: 7,7 tot 9,8 mg/g in Denemarken, 5,3 tot 8,9 mg/g in Noordoost-Duitsland en 8,3 tot 9,2 mg/g in Wales (Figuur 8 en 9). In Noorwegen werden verrassend genoeg de hoogste waarden gemeten van alle referentielocaties (10,2 mg/g), terwijl de N-depositie hier juist het laagst is van alle locaties. De stikstof isotoopsignatuur, $\delta^{15}\text{N}$, is overall laag en negatief, wat duidt op een groot aandeel van NH_x in de stikstofdepositie (Figuur 10). De $\delta^{15}\text{N}$ waarde van de mossen varieert van -10,7‰ in Oostvoorne tot -5,6‰ op Terschelling, met een gemiddelde waarde van -8,1‰ voor de Nederlandse locaties in 2020. $\delta^{15}\text{N}$ verschilt niet voor de mostoppen en de volledig groene tot bijna groene biomassa. In de buitenlandse referentiegebieden ligt de $\delta^{15}\text{N}$ waarde meestal in dezelfde range (-6‰ tot -7,5‰), behalve bij de Duitse locatie MP3 (-4,8‰) en in Noorwegen (-2,8‰). Dit duidt op een groter aandeel NO_y in de stikstofdepositie.



Figuur 8: Stikstofgehalte in de groene mosbiomassa van 2-3 jaar oud van de in Nederland verzamelde mosmonsters in 2020 (links) en 2021 rechts.



Figuur 9: Het N-gehalte in de groene mosbiomassa van 2-3 jaar oud uitgezet tegen het N-gehalte in de mostoppen (laatste groei-jaar) voor 38 Nederlandse locaties in 2020, 2 locaties in Westerbeek (2021; gecorrigeerd voor bos) en 5 buitenlandse referentielocaties.



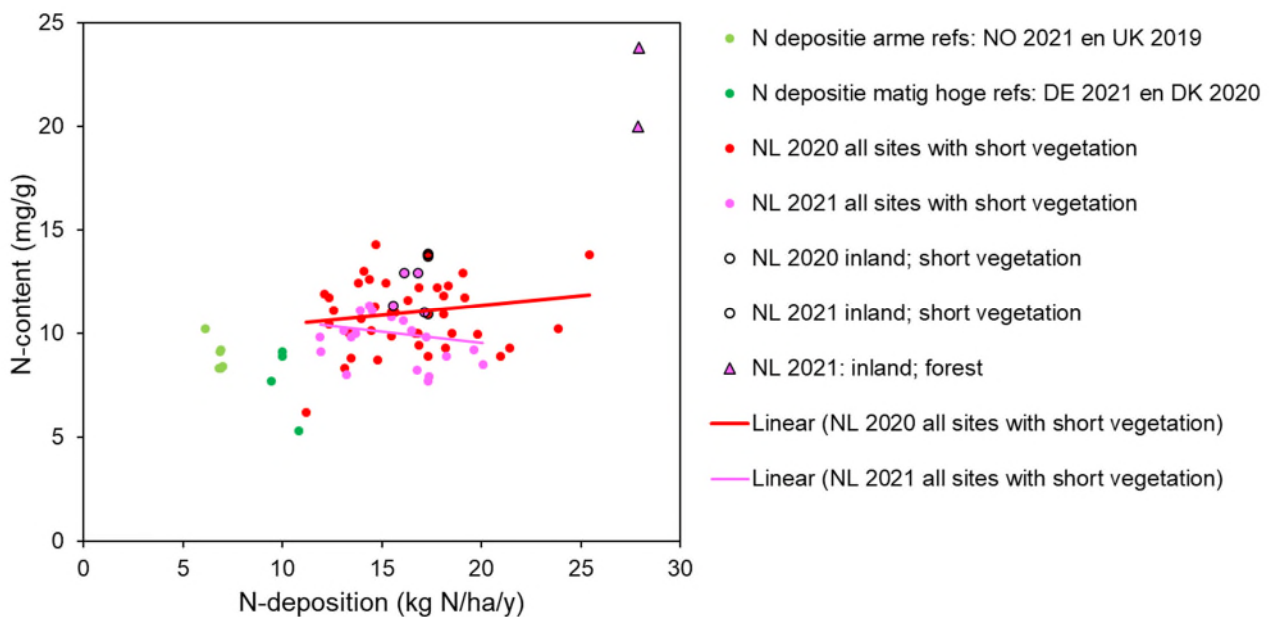
Figuur 10: Het stikstof isotoopsignatuur in de groene mosbiomassa van 2-3 jaar oud van de in Nederland verzamelde mosmonsters in 2020 (links) en 2021 rechts.

3.2 Relatie tussen stikstofgehalte in mos en stikstofdepositie

Figuur 91 toont de relatie tussen gemodelleerde totale stikstofdepositie en de stikstofconcentratie in de mosmonsters (groene delen, 2-3 jaar oud) verzameld in Nederland in 2020 en 2021. De meeste van deze monsters zijn genomen in korte vegetatie. Alleen twee monsters uit Westerbeek (Noord-Brabant) zijn in bos verzameld. Tevens worden in de grafiek monsters weergegeven uit korte vegetatie in referentiegebieden met een lage en matig hoge stikstofdepositie. In onderzoek van Lemmens (2021) is eerder vastgesteld dat relatie tussen stikstofdepositie en -gehalte weinig verschillen voor de depositie van 1, 2 en 3 jaar voorafgaand aan het jaar van bemonstering. Wel neemt de correlatiecoëfficiënt iets af

bij oplopende duur waarvoor de stikstofdepositie is berekend. Lemmens (2021) vond ook nauwelijks verschillen tussen de regressies voor de mostoppen en groene delen. Om deze reden wordt hier alleen de relatie besproken tussen de stikstofconcentratie in de groene delen met de gemodelleerde totale stikstofdepositie van het jaar van vòòr de monstername. Voor Nederlandse locaties zijn daarvoor berekeningen gebruikt van het nationale OPS-model en voor buitenlandse locaties het Europese EMEP-model.

De Nederlandse locaties hebben een hogere stikstofdepositie (11-28 kg N/ha/j) dan de locaties uit de referentiegebieden (6-11 kg N/ha/j). Te zien is dat de mosmonsters van de Nederlandse locaties met korte vegetaties een hogere stikstofgehalte hebben dan die uit de referentiegebieden. Opvallend is dat mosmonsters uit stikstofarme referentiegebieden (NW-Wales en Noorwegen) gemiddeld hoger zitten dan die uit de referentiegebieden met een matig hoge stikstofdepositie (N-Jutland en NO-Duitsland). Voor Nederlandse monsters uit korte vegetatie vertoont het stikstofgehalte voor beide jaren geen duidelijke trend met de gemodelleerde stikstofdepositie. Het stikstofgehalte van deze monsters bedraagt meestal 8 tot 13 mg/g. De mosmonsters uit het binnenland (droge heide in Groote Heide) zitten met hun stikstofgehalte (11-13 mg/g) in het hoge bereik van de monsters uit de kustduinen (duingrasland). Tegelijk zit de gemodelleerde stikstofdepositie van deze binnenlandlocaties in de middenrange van de kustduinlocaties. De Nederlandse monsters uit korte vegetatie van 2020 hebben gemiddeld genomen een iets hoger stikstofgehalte dan die van 2021. De twee mosmonsters uit bos hebben een veel hogere stikstofgehalte dan de andere Nederlandse monsters uit korte vegetatie. Hun positie in de grafiek wijkt sterk af van de regressielijnen voor de mosmonsters uit korte vegetatie.

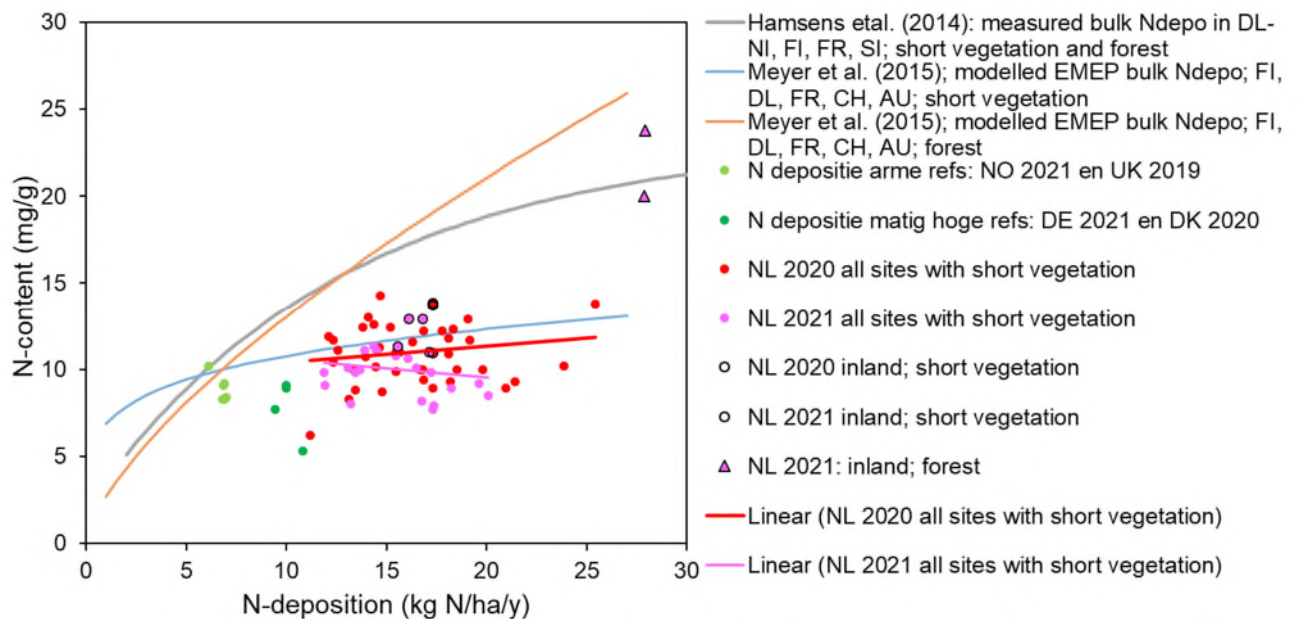


Figuur 9: De relatie tussen gemodelleerde stikstofdepositie en stikstofgehalte in groene mosbiomassa van 2-3 jaar oud van de in Nederland verzamelde mosmonsters (jaren 2020 en 2021) en buitenlandse referentiemonsters uit duingebieden met een lage en matig hoge stikstofdepositie (jaren 2019, 2020 en 2021). De meeste mosmonsters zijn bemonsterd in korte vegetatie met uitzondering van twee Nederlandse monsters uit bos in 2021. Voor de Nederlandse monsters uit korte vegetatie worden lineaire regressie lijnen getoond.

We hebben de relatie tussen gemodelleerde stikstofdepositie en stikstofgehalte van het mos voor de Nederlandse locaties vergeleken met relaties die in ander onderzoek in NW-Europa zijn vastgesteld (Figuur 12). Het stikstofgehalte van de Nederlandse locaties met korte vegetatie is veel lager dan de regressielijn die Harmens et al. (2014) opstelde op basis van metingen in Nedersachsen, Finland, Frankrijk en Zwitserland. De twee monsters uit bos liggen wel dichtbij deze regressielijn. Meyer et al (2015) vonden voor metingen in Finland, Duitsland, Frankrijk, Zwitserland en Oostenrijk dat de relatie tussen gemodelleerde depositie en het gehalte in mos sterk verschilt voor korte vegetatie en bos. De regressielijn voor bos ligt bij depositiewaarden van >7 kg N/ha/j veel hoger dan die voor korte vegetatie. De Nederlandse meetpunten met korte vegetatie liggen rond Meyer's regressielijn van korte vegetatie, maar gemiddeld genomen wel iets lager. Die met bos zitten dichtbij de regressielijn van bos. De patronen van de Nederlandse meetpunten stemmen dus redelijk goed overeen met die van het onderzoek van Meyer et al. (2015). De slechte match met de regressielijn van het onderzoek van Harmens et al. (2014) hangt samen dat de daarvoor gebruikte dataset naast locaties met korte vegetaties veel locaties met bos bevat. Deze regressielijn is ook sterk vergelijkbaar met die van de boslocaties uit het onderzoek van Meyer et al. (2015). Te zien is dat de range van stikstofgehalte in het mos van Nederlandse locaties voor de korte vegetatie zit in het bereik waarbij de curve van Meyer et al. (2015) voor korte vegetatie afvlakt. De afwezigheid van een duidelijke trend van het stikstofgehalte met de stikstofdepositie voor de Nederlandse locaties stemt daarmee overeen. Dat is niet het geval voor de stikstofrange van de twee boslocaties. Deze zitten in het bereik van waar de curve nog een duidelijk stijgend verloop heeft.

De hogere stikstofgehalten in het mos op de boslocaties wordt veroorzaakt door extra toevoer van stikstof uit de neerslag die ingevangen is door de boomkroon. De ingevangen stikstofdepositie in de boomkroon kan door doorval van neerslag (canopy drip) de moslaag bereiken. Daarnaast kan er ook extra input van organisch gebonden stikstof plaatsvinden door uitspoeling uit de boomkroon en uit neervallend strooisel. Mossen kunnen organisch stikstof opnemen, waaronder specifieke aminozuren. Ook is de stikstofdepositie in bossen hoger dan in korte vegetatie door de hogere aerodynamische ruwheid van de vegetatie.

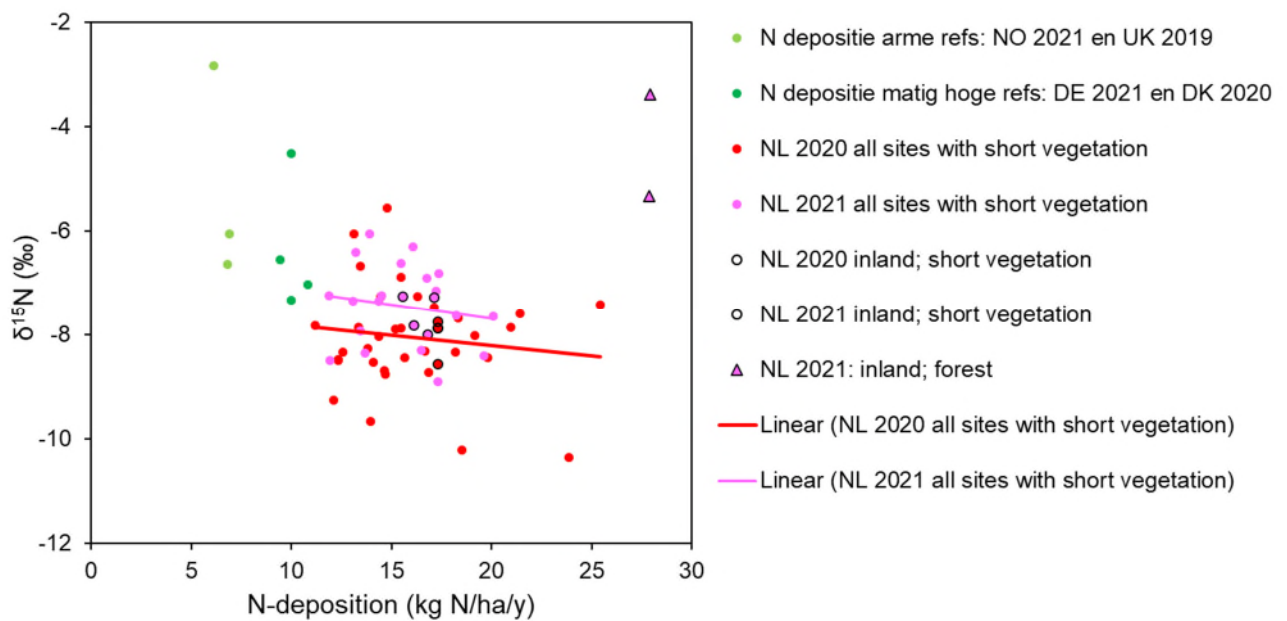
De meetlocaties uit referentiegebieden met een lage stikstofdepositie liggen dicht bij de regressielijn van korte vegetaties van Meyer et al. (2015) en die van Harmens et al. (2014). Opvallend is dat de locaties uit gebieden met een matig hoge stikstofdepositie deels ver onder de regressielijn van Meyer et al. (2015) liggen. Dat geldt ook voor de locatie op Vlieland waarvan het stikstofgehalte de laagste meting (6,2 mg/g) betrof van de Nederlandse locaties.



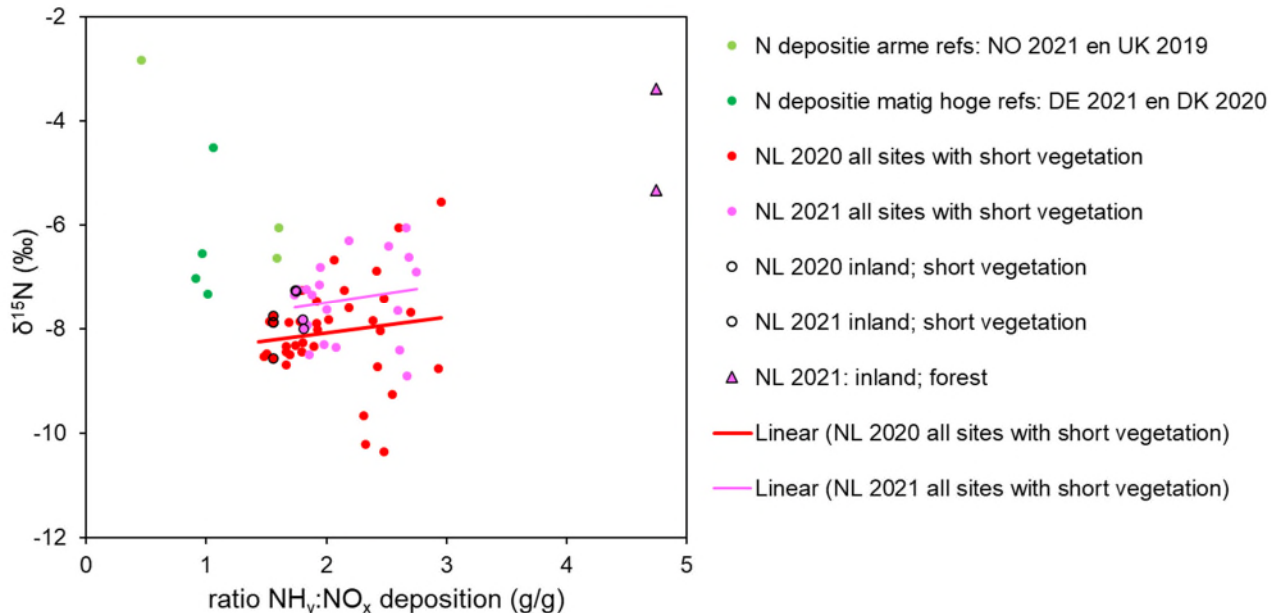
Figuur 10: Vergelijking van de relatie tussen gemodelleerde stikstofdepositie en stikstofgehalte in groene mosbiomassa van 2-3 jaar oud van de in Nederland verzamelde mosmonsters (jaren 2020 en 2021) met gevonden relaties in ander onderzoek. Zie voor verdere toelichting Figuur 90.

3.3 Relatie tussen stikstof isotoopsignatuur in mos en stikstofdepositie

Gekeken is of de stikstof isotoopsignatuur, $\delta^{15}\text{N}$, een samenhang vertoont met de totale gemodelleerde stikstofdepositie (Figuur 13) en de ratio $\text{NH}_x:\text{NO}_y$ van de gemodelleerde depositie (Figuur 14). Wanneer naar alle moslocaties (Nederland + de buitenlandse referentielocaties) met korte vegetatie wordt gekeken, neemt $\delta^{15}\text{N}$ met oplopende stikstofdepositie af (Figuur 13). Dit verband is echter zwak en niet-significant. Voor de Nederlandse locaties is er geen duidelijke trend en de spreiding rond de lineaire regressielijnen groot. De buitenlandse referentielocaties hebben een relatief hoge $\delta^{15}\text{N}$. De twee boslocaties wijken met een combinatie van hoge stikstofdepositie en hoge $\delta^{15}\text{N}$ waarden sterk af van het patroon van de locaties met korte vegetatie, vermoedelijk door veranderingen in de verhouding tussen stabiele isotopen door omzettingsprocessen in de kroonlaag en strooisellaag. Bij een toenemende ratio $\text{NH}_x:\text{NO}_y$ van de depositie vertonen de locaties met korte vegetatie ook een afnemende trend in $\delta^{15}\text{N}$ (Figuur 14), in overeenstemming met de verwachting dat een grote bijdrage van NH_x uit de landbouw zorgt voor een negatievere $\delta^{15}\text{N}$. Deze trend is echter voor alleen de Nederlandse locaties afwezig en is de spreiding van de meetpunten groot. Wederom wijken de twee meetlocaties in het bos sterk af.



Figuur 11: De relatie tussen gemiddelde stikstofdepositie en stikstof isotoopsignatuur in groene mosbiomassa van 2-3 jaar oud van de in Nederland verzamelde mosmonsters (jaren 2020 en 2021) en buitenlandse referentiemonsters uit duingebieden met een lage en matig hoge stikstofdepositie (jaren 2019, 2020 en 2021). De meeste mosmonsters zijn bemonsterd in korte vegetatie, op twee Nederlandse monsters uit bos in 2021 na. Voor de Nederlandse monsters uit korte vegetatie worden lineaire regressie lijnen getoond.

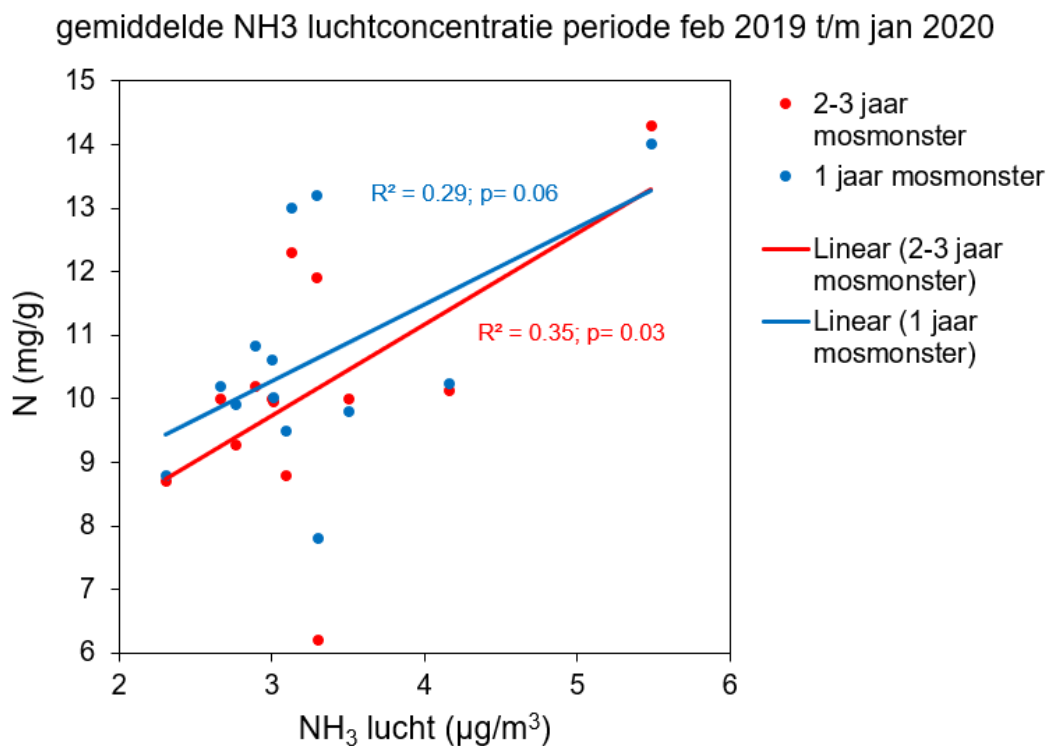


Figuur 12: De relatie tussen gemiddelde $\text{NH}_x:\text{NO}_x$ ratio van de stikstofdepositie en stikstof isotoopsignatuur in groene mosbiomassa van 2-3 jaar oud van de in Nederland verzamelde mosmonsters (jaren 2020 en 2021) en buitenlandse referentiemonsters uit duingebieden met een lage en matig hoge stikstofdepositie (jaren 2019, 2020 en 2021). De meeste mosmonsters zijn bemonsterd in korte vegetatie, op twee Nederlandse monsters uit bos in 2021 na. Voor de Nederlandse monsters uit korte vegetatie worden lineaire regressie lijnen getoond.

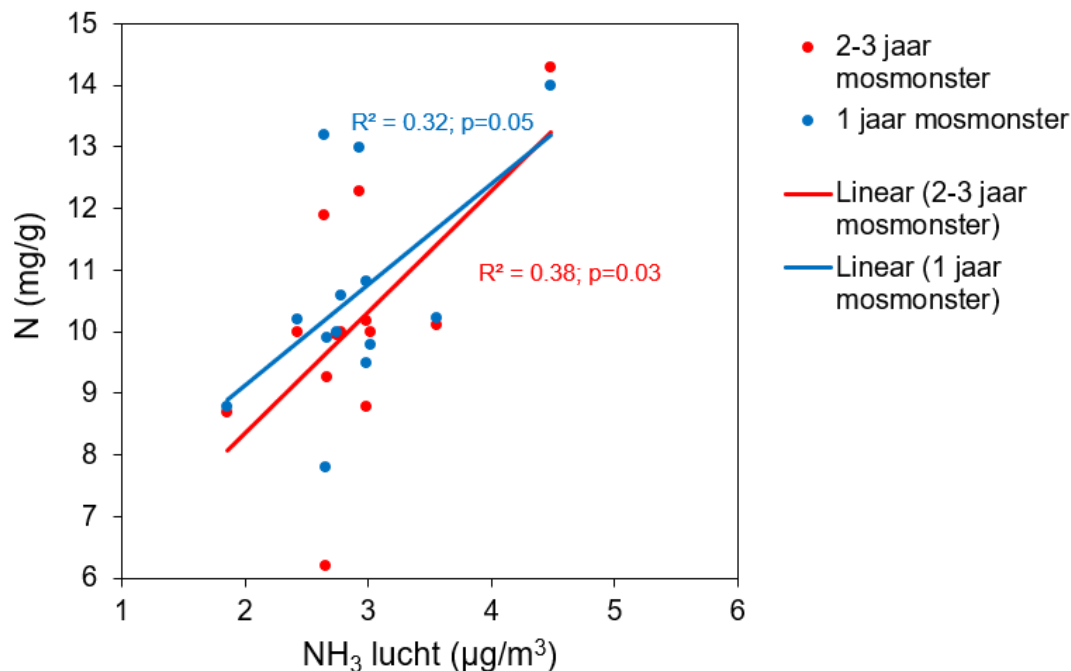
3.4 Relatie tussen stikstofgehalte in mos en ammoniakconcentratie lucht

De stikstofgehalten in mosmonsters bij of dichtbij meetpunten van het Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden (MAN) zijn vergeleken met metingen van de luchtconcentratie van ammoniak (Figuur 15). Het betreft 13 locaties in de kustduinen met mosmonsters uit 2020. Voor de ammoniakconcentratie is de gemiddelde waarde over de periode februari 2018 t/m januari 2019 en over de periode juli 2017 t/m januari 2018 genomen. Er is een zwak positief lineair verband van het stikstofgehalte in mos met de lucht ammoniak concentratie. Voor de groene delen (2-3 jaar) is die die relatie voor beide perioden significant ($p < 0.05$) voor de gemiddelde ammoniakconcentratie significant, voor de mostoppen (1 jaar) alleen in geval van de periode juli 2017 t/m januari 2018. Het patroon verschilt nauwelijks voor de 2-3 jaar oude groene delen en de 1 jaar oud mostoppen. Een locatie op Vlieland met een laag stikstofgehalte vormt voor beide mosfracties een sterke uitschieter.

Tussen de perioden waarvoor de gemiddelde ammoniakconcentratie is berekend en het moment van monsternamen van het mos zit 6 tot 9 maanden. De vergelijking kon nog niet worden uitgevoerd met recentere metingen van het MAN (waren nog niet beschikbaar). In de nabije toekomst zou gekeken kunnen worden of de relatie sterker is voor bijvoorbeeld de ammoniakconcentraties in het halfjaar voorafgaand aan de monsternamen van het mos.



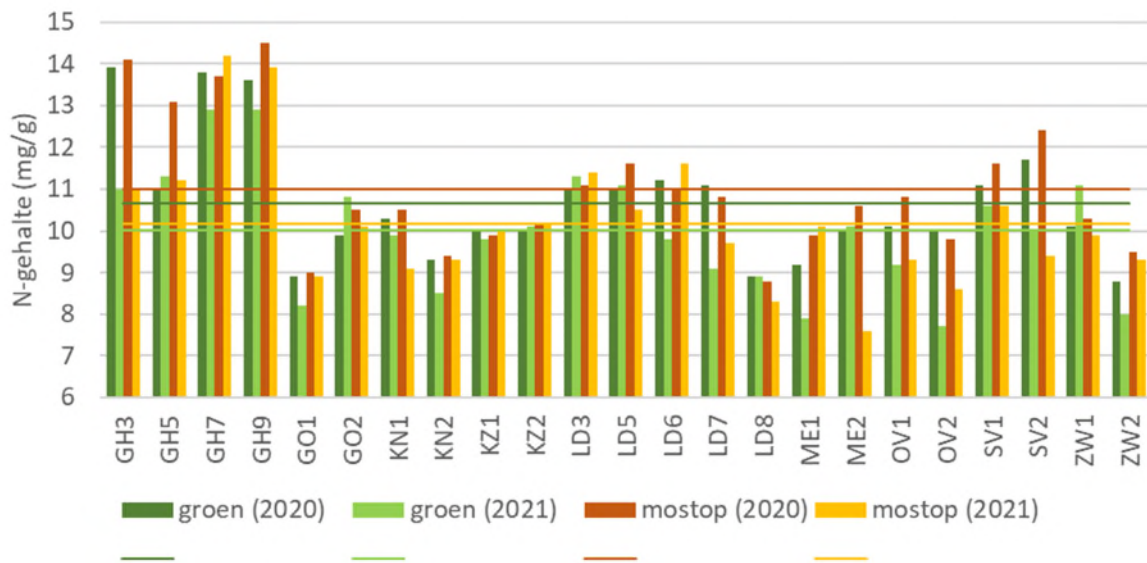
gemiddelde NH₃ luchtconcentratie periode jul 2017 t/m jan 2020



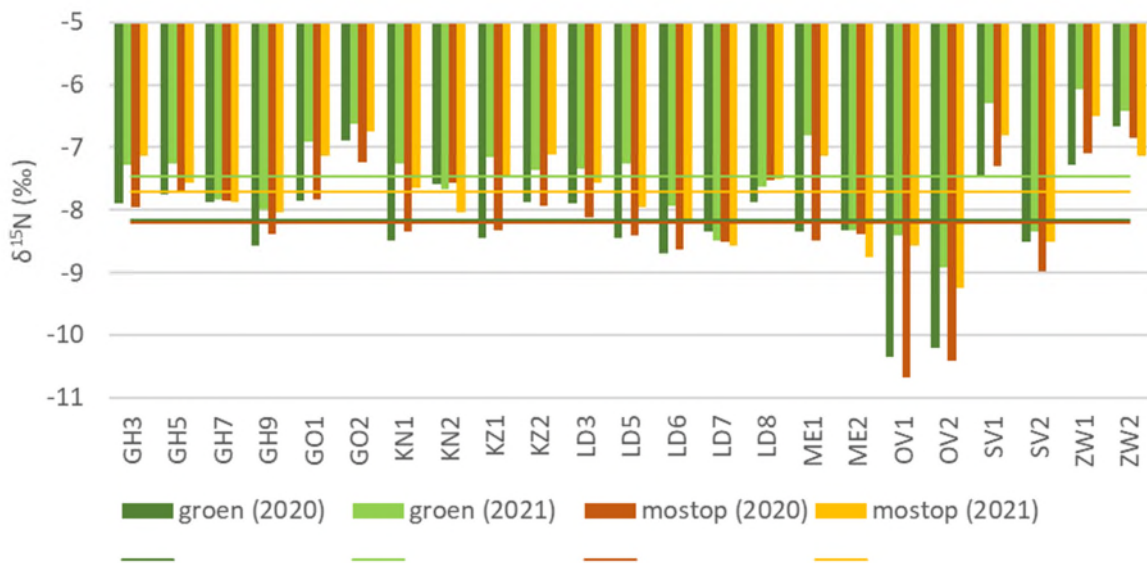
Figuur 13: De relatie tussen gemeten ammoniakconcentratie van de lucht en het stikstofgehalte in de groene mosbiomassa van 2-3 jaar oud en in de mostoppen van 1 jaar oud van de in Nederland verzamelde mosmonsters in 2020. Het betreft alleen locaties van de kustduinen. De ammoniakmetingen betreffen gemiddelde waarden van maandelijkse metingen uit de periode februari 2018 t/m januari 2020 (boven) en juli 2017 t/m januari 2020 (onder) (MAN data RIVM).

3.5 Effecten van de COVID-19 lockdowns

Voor 23 locaties is een vergelijking gemaakt tussen 2020 en 2021 om de effecten van de COVID-19 lockdowns op de stikstofdepositie te bepalen. De stikstofconcentratie in de groene delen van de mossen was in 2021 6 % lager dan in 2020, in de mostoppen 7,5% lager (Figuur 16). De grootste afname (22%) werd gemeten in de Grootte Heide vlakbij de A2-snelweg (locatie GH3). De $\delta^{15}\text{N}$ waarde van de mossen was in 2021 gemiddeld 8% hoger (minder negatief) in de groene delen en 6% hoger in de mostoppen dan in 2020 (Figuur 17). Een ander aspect dat een rol speelt bij het vergelijken van de twee meetjaren, is dat het voorjaar van 2020 veel droger was dan het voorjaar van 2021. Afhankelijk van de locatie viel er 20-45% minder neerslag in het voorjaar van 2020 en het regende 15-40% minder vaak (op uurbasis). De verschillen tussen de jaren waren het grootst bij de locaties ten noorden van Leiden en in Noord-Brabant. Het voorjaar en najaar zijn voor mossen in de gematigde klimaatzone belangrijke groeiperioden, omdat het dan doorgaans voldoende vochtig is er tegelijkertijd ook relatief veel licht is. De winter is weliswaar vochtig, maar de lichtintensiteit is dan vaak erg laag. Een extreem droog voorjaar heeft daardoor veel effect op de productiviteit en vitaliteit van mossen, zeker in droge habitats als duingraslanden. Droog weer zorgt ook voor minder natte depositie en voor een verminderde depositie van ammoniak.



Figuur 14: Vergelijking tussen de N-gehalten in 2020 en 2021 op 23 locaties in de Nederlandse kustduinen en de Grootte Heide, in de groene mosbiomassa van 2-3 jaar oud en in de mostoppen (laatste groei-jaar). De lijnen geven de gemiddelde concentraties aan. De afkortingen van de locaties staan in Tabel 1.

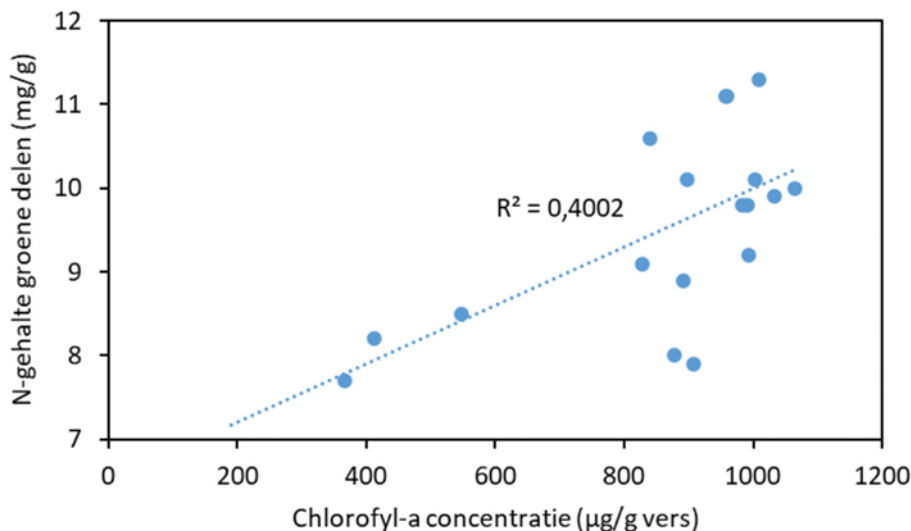


Figuur 15: Vergelijking tussen de $\delta^{15}\text{N}$ waarden in 2020 en 2021 op 23 locaties in de Nederlandse kustduinen en de Grootte Heide in de groene mosbiomassa van 2-3 jaar oud en in de mostoppen (laatste groei-jaar). De lijnen geven de gemiddelde waarden aan.

3.6 Chlorofylgehalten in mos

Het chlorofylgehalte in de groene mosbiomassa (2-3 jaar oud) is alleen gemeten in 2021. Deze indicatie voor vitaliteit bleek vrij soortspecifiek te zijn. Er werden relatief lage waarden van 200-400 $\mu\text{g/g}$ gemeten in Heideklauwtjesmos (Grootte Heide) en Groot laddermos (GO2), terwijl in Gewoon klauwtjesmos waarden tussen 400 en 1100 $\mu\text{g/g}$ werden gemeten. Deze laatste soort is ook het meest bemonsterd. Daarom is alleen bij Gewoon klauwtjesmos gekeken naar de relatie tussen de chlorofyl-a concentratie en het N-gehalte in de mossen (Figuur 18). Alleen bij hoge chlorofylconcentraties (>800 $\mu\text{g/g}$) worden

hogere N-gehaltenes gemeten. Dit kan er op duiden dat alleen bij een goede vitaliteit mossen potentieel meer stikstof kunnen accumuleren dan bij een lage vitaliteit. Het aantal metingen is echter te gering om vergaande conclusies te trekken.

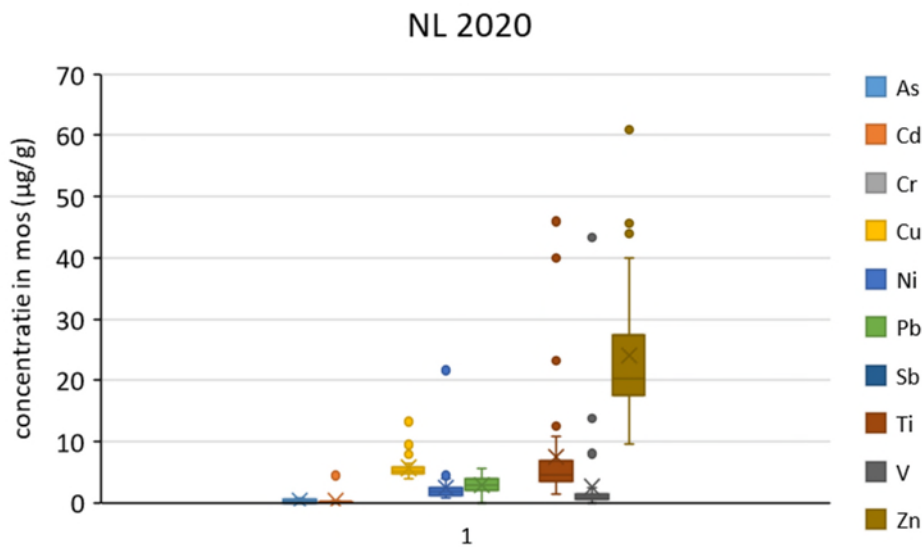


Figuur 16: Relatie tussen de chlorofyl-a concentratie en het N-gehalte in de groene mosbiomassa van Gewoon klauwtjesmos.

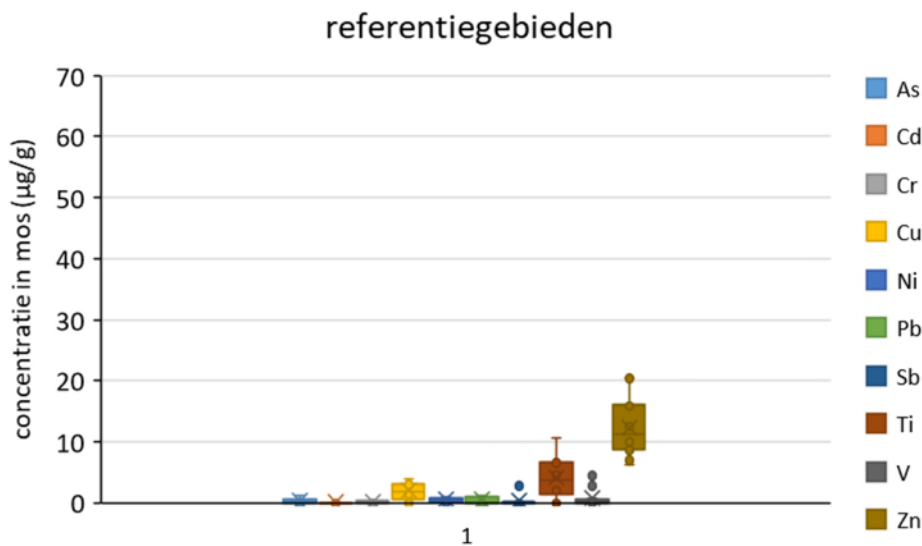
3.7 Zware metalen in mossen

Mossen kunnen ook gebruikt worden om de depositie van zware metalen te meten (Frontasyeva et al., 2020). In 2020 werden significant hogere gehalten aan Al, Cd, Cu, Pb, Ti, V en Zn gemeten in Nederlandse mosmonsters vergeleken met de Deense mosmonsters. Binnen Nederland werden significant hogere gehalten aan Cu, Pb en Zn gemeten in mosmonsters van de Groote Heide vergeleken met die in de duingebieden. De uitschieters in de data van 2020 (Figuur 19) betreffen Cu en Zn gehalten in de mosmonsters van de Groote Heide (groene delen). In de duingebieden werden juist hogere gehalten aan Al, Cd, Ti en V gemeten vergeleken met de Groote Heide. Uitschieters in de duingebieden betreffen de Ti en V gehalten in Kennemerland-Noord (KN1 en KN3) en Solleveld (SV1). In de buitenlandse referentiegebieden waren de gehalten aan zware metalen in mossen gemiddeld genomen gelijk aan of lager dan op de Nederlandse locaties (Figuur 20), met alleen een uitschieter van het Zn gehalte in Noorwegen. Verder waren er geen significante verschillen in zware metalen gehalten tussen de (bijna) groene delen en de mostoppen.

De mosgehalten aan As, Cd, Cu, Pb, V en Zn in 1990 (Rühling, 1994) en 1995 (Rühling & Steinnes, 1998) vertoonden vergelijkbare ruimtelijke patronen wat betreft hoge en lage gehalten als de metingen in 2020. Vergeleken met 1995 daalden de Al gehalten op alle vergelijkbare locaties in 2020. De Cd en Cu gehalten daalden ook overall, behalve op de Groote Heide (stabiel). De Zn gehalten daalden op de meeste locaties, behalve in de buurt van Rotterdam, het zuiden van Noord-Holland, Zeeland en de Groote Heide (stabiel). De As gehalten bleven in 2020 in dezelfde range als in 1995 op de meeste locaties, behalve in Zuid-Holland (variabel). Tot slot daalden de Pb en V gehalten in 2020 ten opzichte van 1995, behalve in het zuiden van Noord-Holland en in de buurt van Rotterdam.



Figuur 17: Gehalten aan zware metalen in de groene mosbiomassa van 2-3 jaar oud, gemeten op de 38 Nederlandse locaties in 2020. Cr en Sb werden niet gemeten in 2020.



Figuur 20: Gehalten aan zware metalen in de groene mosbiomassa van 2-3 jaar oud, gemeten op 7 buitenlandse referentielocaties in 2019, 2020 en 2021.

3.8 Samenhang tussen elementengehalten in mos in relatie tot emissiebronnen

Emissiebronnen, zowel natuurlijk als antropogeen, hebben elk een specifiek depositieprofiel van stoffen waardoor de gehalten van elementen in mosbiomassa met elkaar gecorreleerd kunnen zijn. Meerdere emissiebronnen kunnen dan meerdere clusters van sterk positief gecorreleerde elementen veroorzaken. Met Principale Componenten Analyse (PCA) zijn zulke clusters opgespoord en is het mogelijk om ideeën te vormen over de emissiebronnen voor depositie. Zo'n analyse is uitgevoerd op de metingen in de mosmonsters van 2020.

De eerste PCA's lieten zien dat locatie KN3 een sterke uitschieter is in de PCA plots. Deze locatie heeft extreem hoge gehalten van Va en Ti die vermoedelijk worden veroorzaakt door depositie van stof

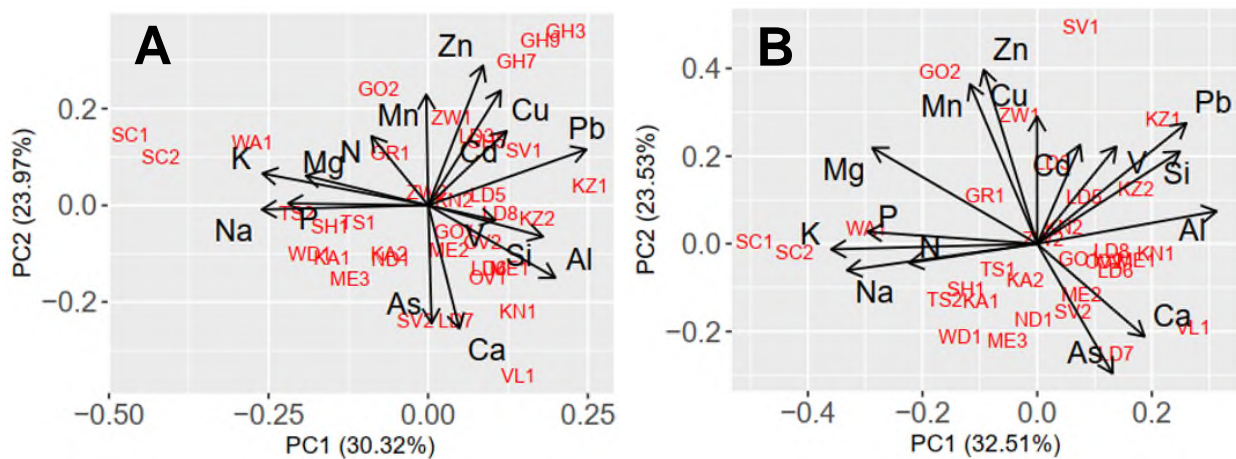
afkomstig van staalindustrie. Bovendien liet een vergelijking van PCA's inclusief en exclusief de Deense sites geen verschillen zien wat betreft elementen die met elkaar correleerden. Om deze reden worden hier alleen resultaten getoond van PCA's met alleen de Nederlandse monsterlocaties met uitzondering van locatie KN3. Er zijn afzonderlijke PCA's uitgevoerd voor de locaties in de kustduinen en het binnenland op basis van 1 jaar mosmonsters en op basis van 2-3 jaar mosmonsters, en voor alleen kustduinlocaties op basis van 1 jaar mosmonsters en op basis van 2-3 jaar mosmonsters. Omdat de patronen tussen de monsters van 1 jaar en 2-3 jaar weinig verschillen worden in *Figuur 1* alleen die van de 2-3 jaar monsters getoond.

In de vier PCA's verklaart de eerste principale component (PC1) 30,3% tot 36,4% van de variatie in de gegevens. De tweede en derde principale componenten (PC2 en PC3) verklaren minder variatie in de gegevens; respectievelijk 19,70% tot 24,0% en 12,1% tot 13,7%. Al de vier PCA's toonden een positieve correlatie tussen de macro-elementen K, Mg, Na en P. Daarvan zijn K, Mg en Na elementen die geassocieerd zijn met zeezouten en dat duidt op variabele invloed van de salt-spray die neerslaat in de vegetatie. Aangezien dit cluster van gecorreleerde elementen ook aanwezig is in de PCA's met alleen kustduinlocaties kan worden opgemaakt dat effecten van salt-spray in de duinen variabel zijn. Depositie van P lijkt daarmee in de kustduinen sterk geassocieerd te zijn met salt-spray. In de kustduinen is ook N sterk positief gecorreleerd met het cluster van K, Mg, Na en P. De associatie van het N-gehalte in mossen met de salt-spray elementen kan ermee samenhangen dat zowel depositie van gereduceerde stikstof als salt-spray sterk bepaald wordt door de aerodynamische ruwheid van de vegetatie (meer depositie bij hogere ruwheid c.q. hogere/ dichtere vegetatie). In de duinen kan deze depositie ook nog beïnvloed worden door het reliëf.

Een tweede duidelijk cluster van positief gecorreleerde elementen zijn As en Ca, wat het sterkst tot uitdrukking komt in de PCA's met alleen kustduinlocaties. Aangezien het Ca gehalte in mos een oplopende trend vertoont met klassen voor het kalkgehalte van het lokale duinzand (paragraaf 2.4) wordt de depositie van Ca en ook As sterk bepaald door verstuiving van duinstof en -zand. De depositie van As lijkt daarmee een natuurlijke bron te hebben.

In dezelfde PCA's zijn er sterke positieve correlaties tussen Cd, Cu, Mn en Zn; deze groep van elementen correleert ook zwakker met Pb. Het betreft hier zware metalen die mogelijk geassocieerd zijn met depositie van stof uit industrie en verkeer. De mosmonsters uit Luchterduinen (LD) hebben een hoog Cd, Cu en Pb gehalte, en die van de Groote Heide hebben een hoog Zn en Cu gehalte. Dit laatste gebied ligt in de invloedsfeer van zinkfabrieken (Budel in Nederland en fabrieken in de Belgische Kempen) die tot ca. 1973 grote hoeveelheden zware metalen houdend stof (Zn, Cu, Pb, Cd) hebben uitgestoten. Door overschakeling op electrolyse in het verwerkingsproces van de metaalerts is de atmosferische uitstoot sterk afgenomen (Werkgroep BeNeKempen 2008). Mogelijk werkt het geaccumuleerde zink in de bodem door in het zinkgehalte van de actuele depositie van stof uit onverharde wegen waarin zinkas is verwerkt.

Voorts is er een positieve correlatie tussen Si, Al en V. De correlatie tussen Si en Al duidt op de depositie van silicaten uit duinzand- en stof. Het V-gehalte zouden samen kunnen hangen met deze depositie van silicaten, maar de correlatie kan ook veroorzaakt zijn door enkele locaties met hogere V-gehalte door antropogene depositie.



Figuur 21: Principale Componenten Analyse (PCA) van element gehalten in mossen (Al, As, Ca, Cd, Cu, K, Mg, Mn, Na, P, Pb, Si, V en Zn). De analyse is uitgevoerd op de groene delen van de mosmonsters uit Nederland uit 2020 met uitzondering van locatie NK3. (A) kustduin- en binnenlandlocaties ($n = 36$), , en (B) alleen kustduinlocaties.

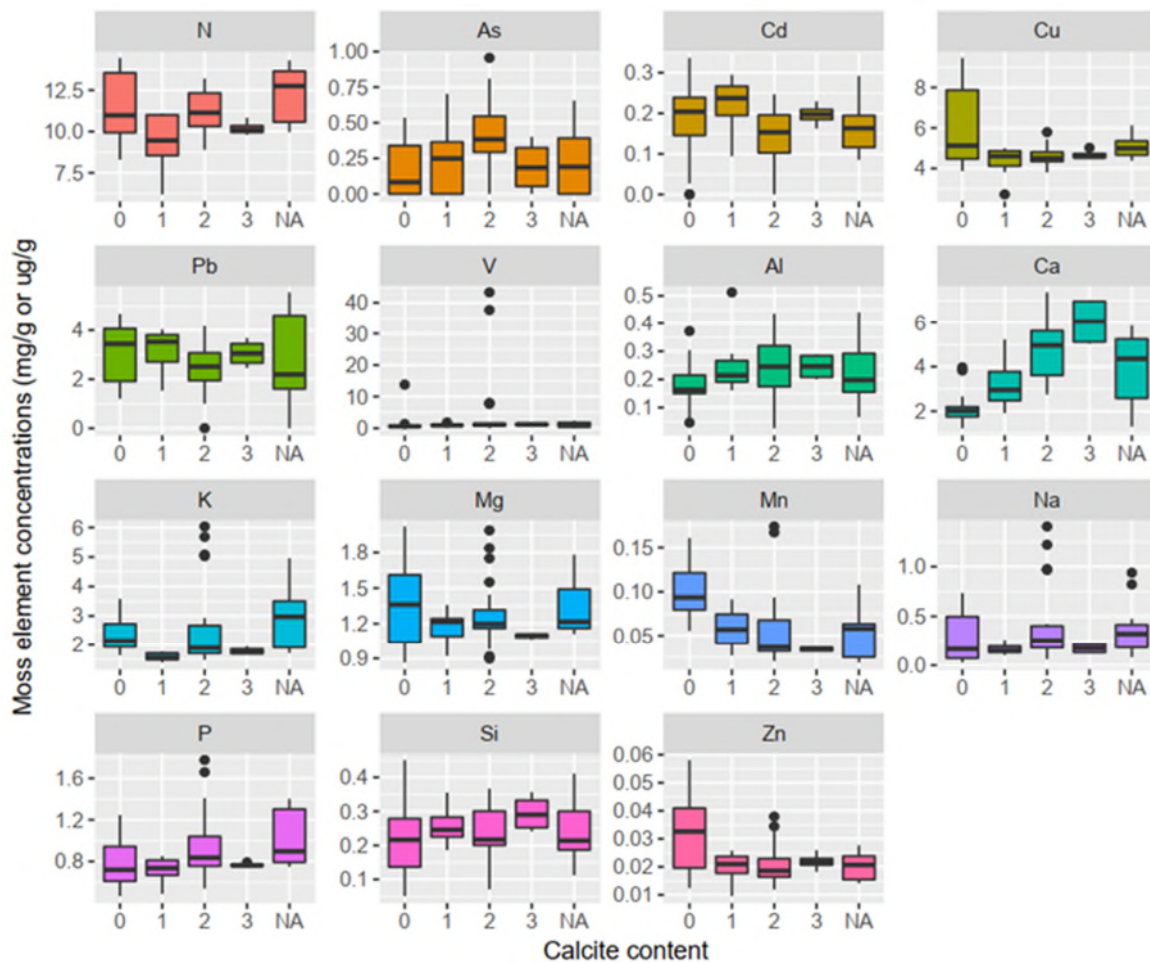
3.9 Invloed van de geochemie van het duinzand op elementgehalten in mos

Er is gekeken in hoeverre het calciëet (kalk) en titanium gehalte van het lokale duinzand (zie par. 2.4) doorwerkt in het geochemisch profiel van de mosbiomassa. Deze doorwerking kan plaatsvinden door depositie van duinstof en -zand op de mossen. Deze analyse is uitgevoerd op de mosmonsters van de Nederlandse kustduinen uit 2020. In de duinen is grote variatie in het kalk- en titaniumgehalte aanwezig. Het kalkgehalte reguleert sterk de bodem pH en daarmee ook de mate waarin mineralen verweren en bepaalde elementen beter beschikbaar worden voor planten. Titanium in duinzand wordt beschouwd als een gids-element voor allerlei sporenelementen (zware metalen Mn, Cr en zeldzame aardelementen Be, Ta, Th, U, Hf en Zr) die geassocieerd zijn met (zware) silicaten (Stuyfzand et al. 2012)

Locaties met een zeer laag calciëetgehalte ($< 0,2\%$) ($n = 11$) in duinzand betreffen de meeste noordelijke (Waddeneilanden, Noord-Holland) en meeste zuidelijke (Zeeland) locaties. De locaties in Zuid-Holland werden gekenmerkt door een hoog calciëetgehalte in duinzand. Duinzand op de locaties op Oostvoorne had het hoogste calciëetgehalte ($> 4\%$) ($n = 2$). Wat betreft het Ti gehalte van duinzand was er geen duidelijk ruimtelijk patroon. Zeer lage Ti gehalten in duinzand ($< 600 \mu\text{g/g}$) ($n = 14$) komen verspreid langs de kust voor. Een laag Ti gehalte ($600\text{-}1200 \mu\text{g/g}$) ($n = 4$) werd vooral waargenomen in duinzand in het zuiden van de provincie Zuid-Holland, en een hoog Ti gehalte ($1200\text{-}2400 \mu\text{g/g}$) ($n = 4$) in Kennemerland-Noord en omliggende locaties. Zeer hoge Ti-gehalten in duinzand ($> 2400 \mu\text{g/g}$) ($n = 1$) werden alleen waargenomen op één locatie op Oostvoorne.

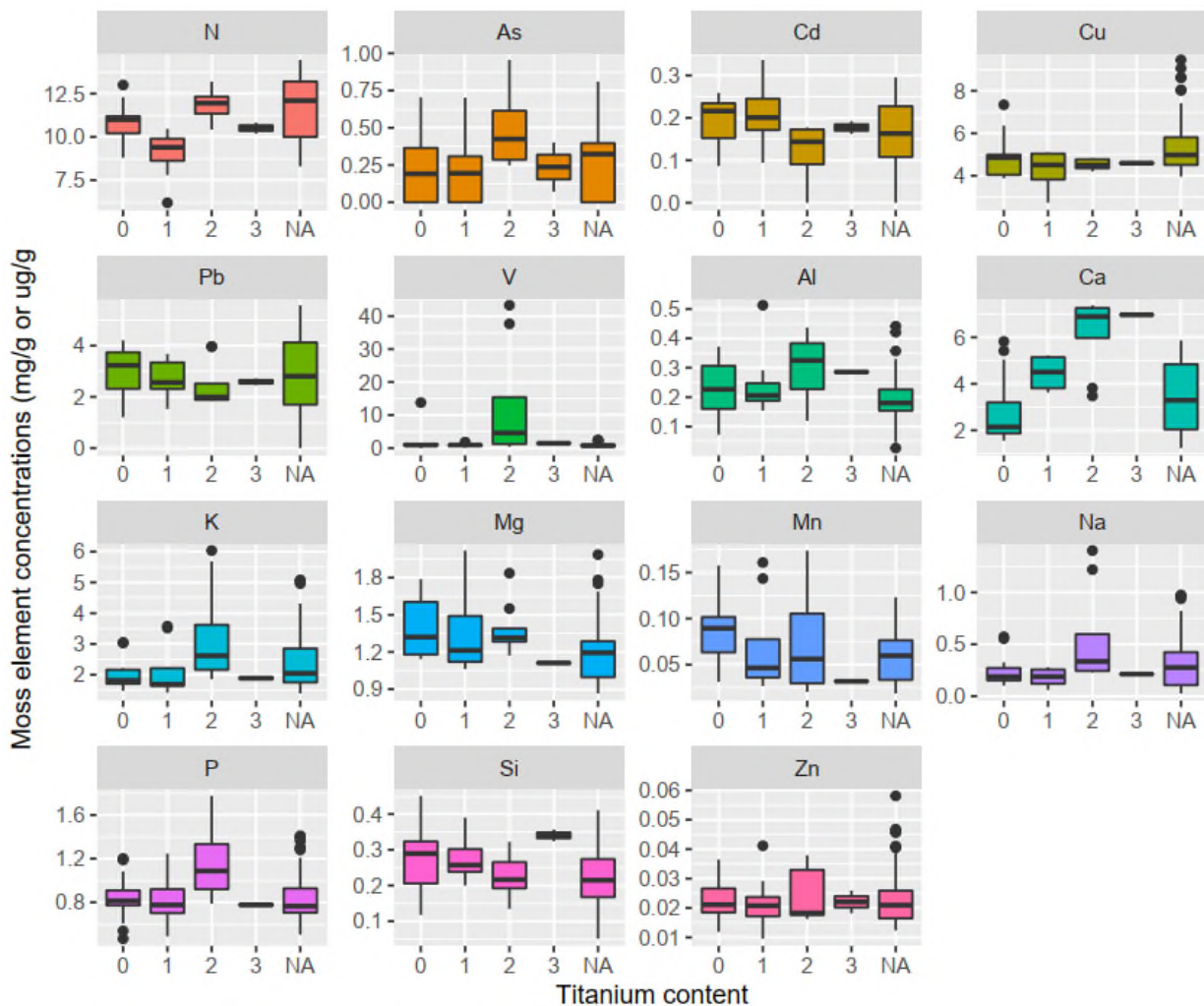
Er waren significante verschillen in de gehalten in mos van As, Mn, V, Ca en K tussen de calciëetklassen van de bodem (Figuur 1822). Het gehalte van Ca in mos neemt toe met het calciëetgehalte van duinzand en het gehalte van Mn neemt juist af. Voor Ca is de trend het meest uitgesproken en dat duidt op de invloed van depositie van calciëet. Het hoge Mn-gehalte in geval van kalkloos duinzand kan te maken hebben met mobilisatie van dit metaal uit mineralen (zware mineralen en Fe-hydroxiden) onder invloed van bodemzuring. Het K gehalte in mos vertoont geen duidelijke trend met kalkgehalte van het duinzand. Het patroon V-gehalte in mos ten opzichte van het calciëetgehalte in duinzand wordt verstoord door extreem hoge waarde van locaties KN3, SV1 en KN1. Deze locaties bevinden zich in de buurt van antropogene bronnen (o.a. hoogovens) en stedelijke gebieden. Wanneer een toetsing zonder deze

locaties wordt uitgevoerd resulteerde dat in een significant verschil in het V-gehalte tussen de calciëtklassen, maar zonder een duidelijke trend met kalkgehalte van het duinzand.



Figuur 182: Boxplots voor N-, As-, Cd-, Cu-, Mn-, Pb-, V-, Zn-, Al-, Ca-, K-, Mg-, Na-, P- en Si-gehalten in mossen in de kustduinen met onderscheid voor op calciëtklasse van het duinzand. Klassen voor calciëtklasse: 0 = kalkloos (<0,2%), 1 = laag (0,2-1%), 2 = hoog (1-4%) en 3 = zeer hoog (> 4%); NA = niet van toepassing. De gehalten van As, Cd, Cu, Pb en V zijn in µg/g, die van N, Mn, Zn, Al, Ca, K, Mg, Na, P en Si zijn in mg/g. Zwarte stippen geven uitschieters aan.

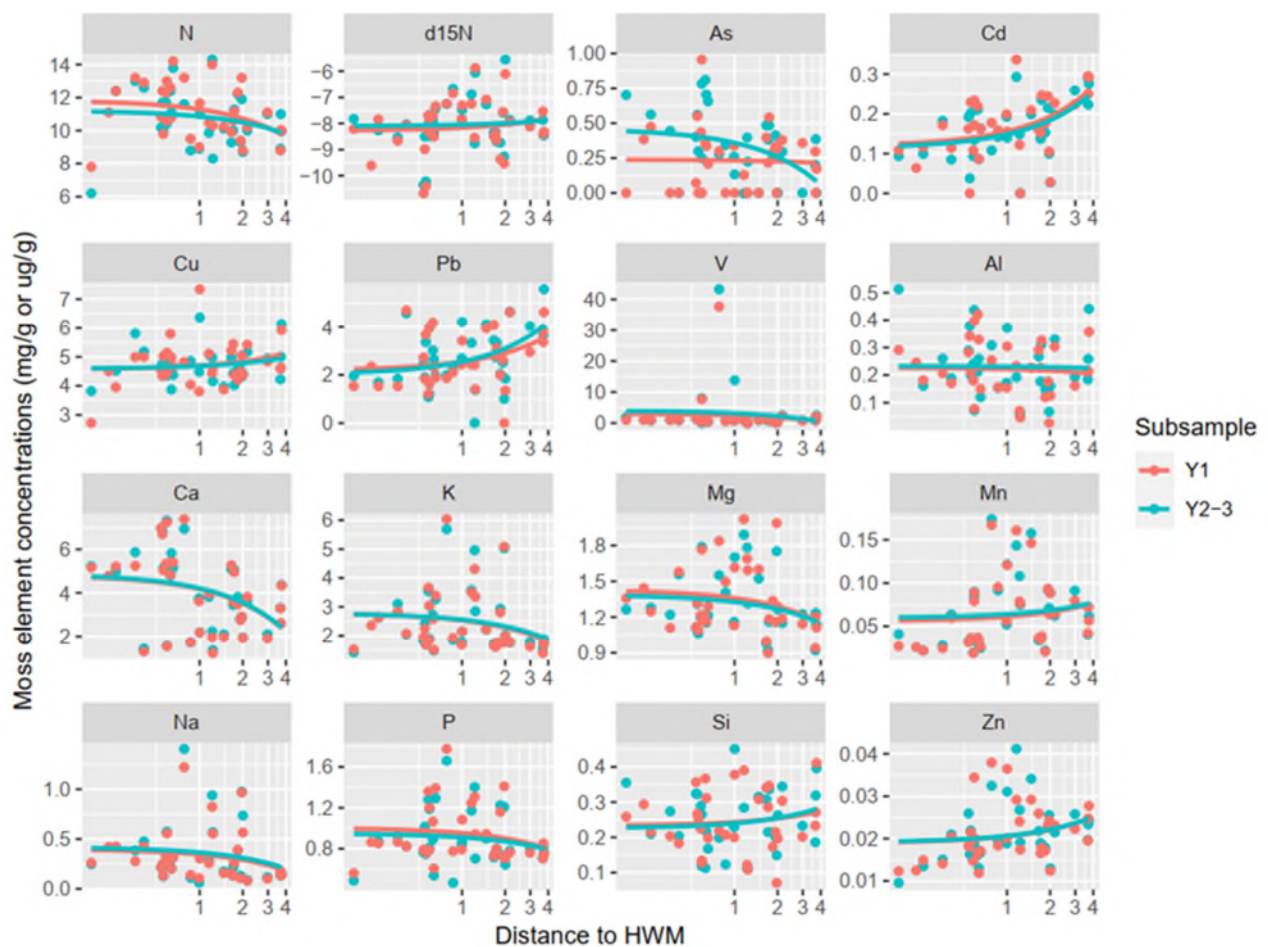
Er zijn significante verschillen in mos Mn en Ca gehalte tussen de klassen voor titaniumgehalte in duinzand (Figuur 23). Voor het Mn-gehalte is dat alleen significant na verwijdering van locatie KN-M3. Deze locatie werd verwijderd omdat er een sterk vermoeden bestond van verontreiniging door de nabijgelegen staalindustrie. Verdere toetsing van verschillen per paar van titaniumklassen brachten echter geen significante verschillen aan het licht. Er was een sterk stijgende trend van het Ca-gehalte in mos met het Ti gehalte in duinzand.



Figuur 193: Boxplots voor N-, As-, Cd-, Cu-, Mn-, Pb-, V-, Zn-, Al-, Ca-, K-, Mg-, Na-, P- en Si-gehalten in mossen in de kustduinen met onderscheid voor titaangehalte van het duinzand. Klassen voor titaniumgehalte: 0 = zeer laag (< 600 µg/g), 1 = laag Ti gehalte (600-1200 µg/g), 2 = hoog (1200-2400 µg/g) en 3 = zeer hoog (> 2400 µg/g). NA = niet van toepassing. De gehalten van As, Cd, Cu, Pb en V zijn in µg/g, die van N, Mn, Zn, Al, Ca, K, Mg, Na, P en Si zijn in mg/g. Zwarte stippen geven uitschieters aan

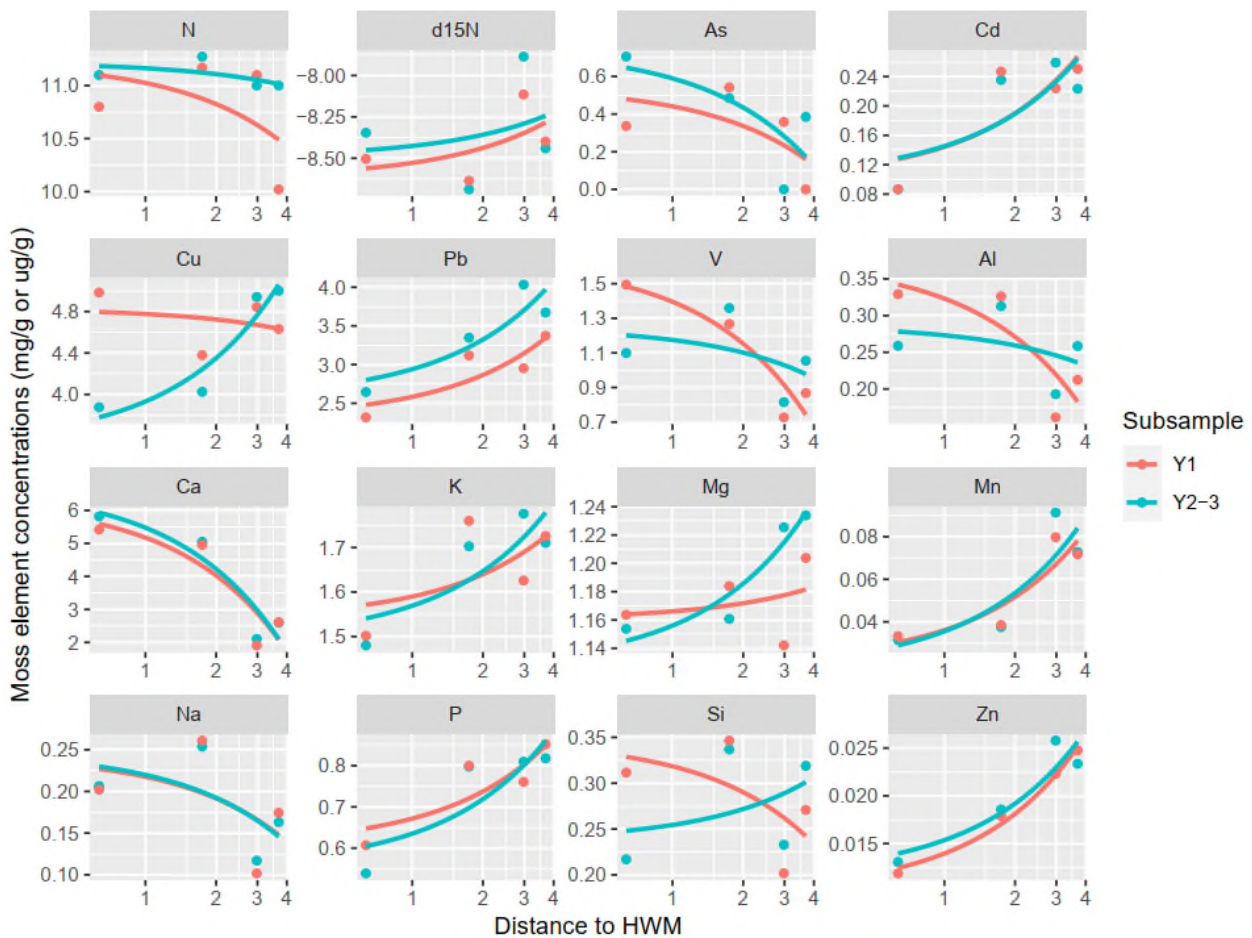
3.10 Invloed van afstand tot zee op elementgehalten in mos

De afstand tot zee kan in de duinen van invloed zijn op de depositiepatronen. Er is daarom gekeken of er trends aanwezig zijn voor elementgehalten in mos met de afstand van zee. Daarvoor is de afstand tot de hoogwaterlijn gebruikt (HWM) (Figuur 24). De gehalten van Cd, Cu, Mn, Pb en Zn in de mosbiomassa nemen toe met de afstand tot de HWM. Dat geldt zowel voor de mostoppen als voor de groene mosbiomassa van 2-3 jaar oud. Dit duidt op vervuilingbronnen in het achterland. Het gehalte aan Ca, Mg (alleen voor de groene biomassa), Na en P (beide type submonsters) vertonen een matige tot sterke negatieve relatie met de afstand tot de HWM. Afname van Ca richting het binnenland gaat samen met 1) de afnemende invloed van instuivend kalkrijk zand vanaf het strand en de zeevering, 2) veel secundaire verstuiving in het voorduin (zeeduin) en minder het binnenduin en de veelal aanwezige toenemende ontkalkingsdiepte van voorduin naar binnenduin. De afname van Mg, Na en P richting het binnenland hangt samen met een afname van salt-spray. N, $\delta^{15}\text{N}$, As, Cu, V, Al en Si vertonen geen duidelijke trends met afstand tot HWM. Diverse elementen vertonen enkele tot veel uitschieters ten opzichte van de regressielijnen.



Figuur 204: Relatie van de $\delta^{15}\text{N}$ -signatuur (‰), As, Cd, Cu, Pb, V ($\mu\text{g g}^{-1}$), N, Al, Ca, K, Mg, Na, P en Si (mg/g) gehalten in mosbiomassa, met de afstand van de monsterpunten in kustduinen tot de hoogwaterlijn (HWM; km). De grafieken geven de metingen en regressielijnen voor de mostoppen (Y1) en de groene mosbiomassa (Y2-3). De afstand tot de HWM is in logaritmische-schaal.

In de Luchterduinen liggen vier meetpunten in een transect van voorduin naar binnenduin van ca. 4 km (Figuur 25). Dit biedt de mogelijkheid om binnen één duingebied te kijken naar gradiënten van elementgehalten in relatie tot afstand van zee. De gehalten van Cd en Zn vertonen een duidelijke toename met toenemende afstand van de HWL voor zowel de mostoppen als groene mosbiomassa. De gehalten van Mn, K, P (voor mostoppen en groene mosbiomassa) en Pb, Mg (alleen groene mosbiomassa) hebben ook toenemende trends. Het lijkt er op dat de depositie van genoemde zware metalen (Cd, Zn, Mn, Pb) verband kan houden met vervuilingbronnen in het achterland. Van de andere elementen kan het patroon lastig verklaart worden. K, P en Mg hebben een trend die tegengesteld is bij de analyse van alle meetlocaties in de duinen. Deze met salt-spray geassocieerde elementen hebben ook een tegengestelde trend met die van Na in de Luchterduinen. Mogelijk spelen andere bronnen dan salt-spray (duinstof, stof van industrie en verkeer) een rol. De V, Si en Al gehalten nemen voor de mostoppen af met toenemende afstand van de HWM. Dit kan samenhangen afnemende depositie van duinzand en -stof. De twee locaties het dichtst bij de HWM liggen in een omgeving met relatief veel verstuiving, terwijl dat minder het geval is bij de twee landinwaarts gelegen locaties. Voor N, $\delta^{15}\text{N}$, As en Na is er geen duidelijke trend te zien.



Figuur 25: Relatie van de $\delta^{15}\text{N}$ -signatuur (‰), As, Cd, Cu, Pb, V ($\mu\text{g g}^{-1}$), N, Al, Ca, K, Mg, Na, P en Si (mg/g) gehalten in mosbiomassa, met de afstand van de monsterpunten in de Luchterduinen tot de hoogwaterlijn (HWM; km). De grafieken geven de metingen en regressielijnen voor de 1 en 2-3 jaar submonsters. De afstand tot de HWM is in logaritmische-schaal.

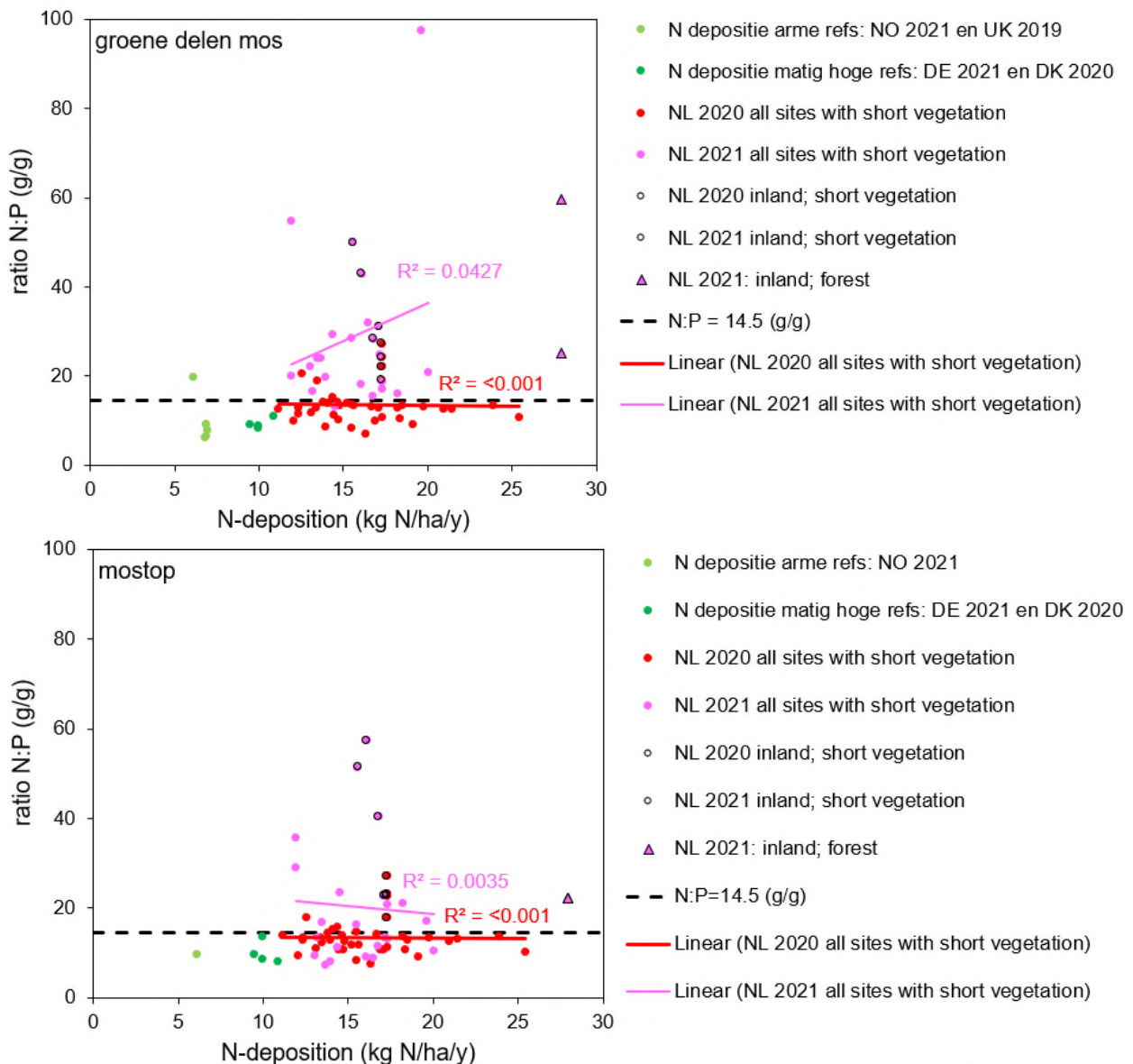
3.11 Relatie fosforgehalte en N:P ratio in mos met stikstofdepositie

Verondersteld wordt dat bij een oplopende stikstofdepositie de N:P ratio in biomassa afneemt. Bij een hogere stikstofdepositie slaan planten een overmaat aan stikstof op en wanneer de beschikbaarheid van fosfor beperkt is neemt dan de N:P ratio in de biomassa toe. We hebben bekeken of dit opgaat voor de bemonsterde groene mosbiomassa. Uit de metingen blijkt dat er geen relatie is tussen gemodelleerde stikstofdepositie en de N:P ratio (Figuur 26). De stikstofdepositie lijkt dus geen overheersende invloed te hebben op de variatie in N:P ratio's. Opvallend is dat de Nederlandse mosmonsters in 2021 een veel hogere N:P ratio hebben dan die uit 2020. Dat geldt vooral voor de groene delen van de mossen. In 2020 hebben de meeste mosmonsters een N:P ratio kleiner dan 14,5 (g/g). N:P ratio's lager dan deze waarde duidt in vaatplantbiomassa op limitatie door stikstof of door zowel stikstof als fosfor (Olde Venterink et al., 2003). Dat geldt ook voor de meeste referentielocaties in gebieden met een lage of matig hoge stikstofdepositie. In 2021 liggen de ratio's van de Nederlandse locaties altijd en vaak boven de grenswaarde van 15. De binnenlandse locaties hebben voor beide jaren een vaak hogere N:P ratio dan locaties in de kustduinen.

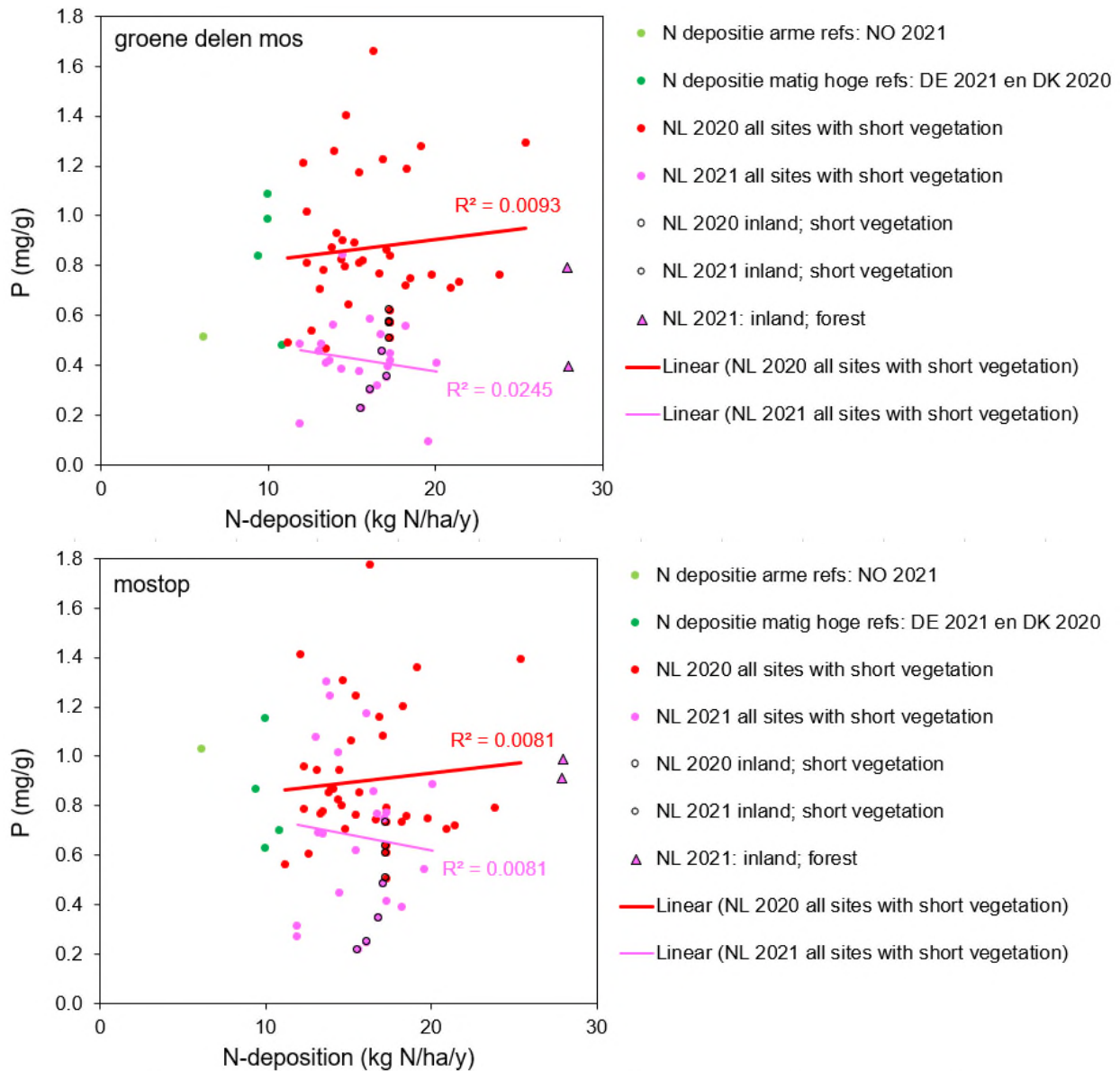
Figuur 27 laat zien dat het fosforgehalte van het mos voor de Nederlandse locaties sterk verschilt tussen 2020 en 2021. Dat geldt vooral voor de groene delen van de mosmonsters en in mindere mate voor de

mostoppen. Deze verschillen zijn onafhankelijk van de gemodelleerde totale stikstofdepositie. De binnenlandse locaties hebben in beide jaren een relatief lage fosforconcentratie. Het patroon van het fosforgehalte in de mostoppen laat een sterk vergelijkbaar patroon zien (resultaten niet getoond). Opvallend is dat voor de Nederlandse locaties deels een relatie is tussen de ratio van $\text{NH}_x:\text{NO}_y$ in de depositie en het fosforgehalte en in 2021 niet (Figuur 28). Met een hogere ratio neemt het fosfor gehalte toe. Dit is het sterkst in het jaar 2020. Voor alsnog hebben we hiervoor geen duidelijke verklaring.

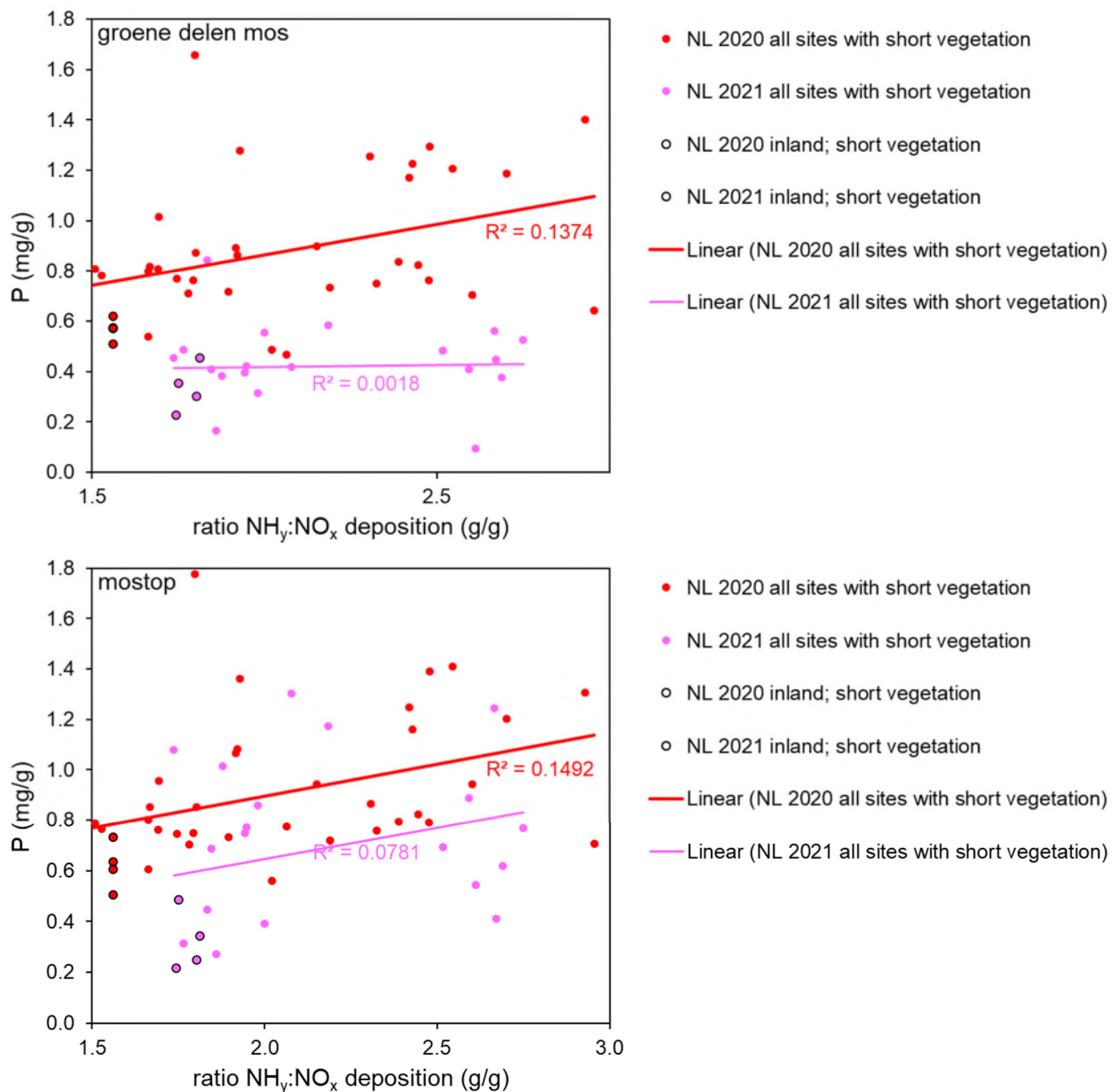
Geconcludeerd kan worden dat verschillen in N:P ratio's in mos sterk samenhangen met variatie in de opname van fosfor. Het fosforgehalte en daardoor ook de N:P ratio kan tevens snel veranderen in de tijd.



Figuur 26: De relatie tussen gemodelleerde stikstofdepositie en N:P ratio in mosbiomassa van 2-3 jaar van de in Nederland verzamelde mosmonsters (jaren 2020 en 2021) en buitenlandse referentiemonsters uit duingebieden met een lage en matig hoge stikstofdepositie (jaren 2019, 2020 en 2021). Boven metingen in de groene delen en onder metingen in de mostoppen. Zwarte stippellijn geeft de N:P ratio van 14.5 g/g weer. De meeste mosmonsters zijn bemonsterd in korte vegetatie op twee Nederlandse monsters uit bos in 2021. Voor de Nederlandse monsters uit korte vegetatie worden lineaire regressie lijnen getoond.



Figuur 27: De relatie tussen gemodelleerde stikstofdepositie en het fosforgehalte in mosbiomassa (jaren 2020 en 2021) en buitenlandse referentiemonsters uit duingebieden met een lage en matig hoge stikstofdepositie (jaren 2019, 2020 en 2021). Boven metingen in de groene delen en onder metingen in de mostoppen. Zie voor verdere toelichting Figuur 26.



Figuur 28: De relatie tussen gemiddelde ratio van $\text{NH}_x:\text{NO}_y$ in de depositie en het fosforgehalte in mosbiomassa van Nederlandse locaties (jaren 2020 en 2021). Boven metingen in de groene delen en onder metingen in de mostoppen.

4 Discussie en conclusies

4.1 Bruikbaarheid van mossen als bio-indicator voor stikstofdepositie

Uit onze data van Nederlandse locaties blijkt dat het stikstofgehalte in mos meestal relatief hoog is ten opzichte van de buitenlandse referenties (8 tot 13 mg/g resp. 5-10 mg/g). De Nederlandse locaties hadden een gemodelleerde totale stikstofdepositie in een relatief hoge range van 11-28 kg N/ha/j. De buitenlandse locaties in kustduinen hadden een lage tot matige stikstofdepositie (6-11 kg N/ha/j). In eerder onderzoek is aangetoond dat het stikstofgehalte in mos gebruikt kan worden als bio-indicator voor stikstofdepositie. Studies van Harmens et al. (2011, 2014) in een aantal NW-Europese landen laten zien dat het stikstofgehalte oploopt bij een toenemende totale stikstofdepositie. De stijgende trend treedt op bij een totale stikstofdepositie vanaf ca. 15 kg N/ha/j (gemodelleerd; Harmsen et al. 2011), bij een natte bulk stikstofdepositie vanaf 12 kg N/ha/j (gemeten $\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ in open vangers; Harmsen et al. 2014) en een totale bulk stikstofdepositie vanaf 20 kg N/ha/j (gemeten $\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ + organisch gebonden N in open vangers; Harmsen et al. 2014). Bij een depositie > 20 kg N/ha/j vlakke de relatie min of meer asymptotisch af wat wordt toegeschreven aan stikstofverzadiging van het mos. De metingen van Harmens et al. (2011+2014) zijn uitgevoerd op mosmonsters uit zowel korte vegetatie als bos. Harmens et al. (2014) meldt dat locaties met doorval (bossen) vaak in de hogere range van het stikstofgehalte zitten en locaties met korte vegetatie juist in de lage range. Onze metingen zijn voornamelijk uitgevoerd in korte vegetatie (graslanden, heide). In bos accumuleren mossen meer stikstof dan in korte vegetatie doordat als gevolg van doorval van regen door de boomkroon extra stikstof in opgeloste anorganische stof (DON) wordt aangevoerd. Ook uitloging van stikstof uit strooisel draagt bij aan de stikstofaccumulatie in mossen (Salemaa et al. 2020). Tevens zouden mossen in bossen te maken kunnen hebben met een vochtiger microklimaat dan in korte vegetatie, daardoor minder last van droogtestress hebben en ook meer stikstof kunnen opnemen. In een studie van Meyer et al. (2015) in een aantal NW-Europese landen werden verschillende relaties gevonden tussen het stikstofgehalte in mos en de gemodelleerde stikstofdepositie. De regressielijn voor bossen ligt veel hoger dan die voor korte vegetatie (Figuur 10). De Nederlandse meetpunten met korte vegetatie liggen rond de regressielijn van korte vegetatie van deze studie, maar gemiddeld genomen wel iets lager. De twee meetpunten met bos zitten dichtbij de regressielijn van bos. De patronen van de Nederlandse meetpunten stemmen dus redelijk goed overeen met die van het onderzoek van Meyer et al. (2015). Dit geeft ook aan dat voor het gebruik van het stikstofgehalte in mossen als indicator voor stikstofdepositie het van belang is om onderscheid te maken tussen korte vegetatie en bos.

Onze metingen van stikstofgehalten van mossen op Nederlandse locaties met korte vegetatie vertoonden geen duidelijke relatie met de gemodelleerde stikstofdepositie. De relatie van het stikstofgehalte met de ammoniakconcentratie van de lucht op overlappende MAN meetlocaties was zwak positief en vaak significant. De afwezigheid van een stijgende trend met oplopende gemodelleerde stikstofdepositie kan diverse oorzaken hebben: 1) er treedt stikstofverzadiging op in mossen die in open habitats groeien, 2) de spreiding van de meetlocaties over de stikstofdepositie gradiënt was beperkt, 3) er zit een bias in de gemodelleerde stikstofdepositie, 4) invloed van neerslag/verdamping op de vitaliteit van mossen.

Ad1: Stikstofverzadiging van de bemonsterde mossoorten in korte vegetaties in Nederland zou reeds bij een relatief lage stikstofdepositie (vanaf ca. 11 kg N/ha/j) kunnen optreden. Dit stemt overeen met relatie die Meyer et al. (2015) voor metingen in korte vegetatie vaststelde in diverse NW-Europese

landen en Pitcairn et al. (2006) in het Verenigd Koninkrijk vaststelde. Dit zou impliceren dat de stikstofdepositie in vrijwel alle delen van Nederland nog te hoog is om in korte vegetaties variatie in stikstofdepositie te meten met het stikstofgehalte van mossen. Een uitzondering vormt een meetlocatie op Vlieland waar de stikstofdepositie (11 kg N/ha/j) en het gemeten stikstofgehalte (6,2 mg/g) het laagste zijn van alle onderzochte Nederlandse locaties. Dit meetpunt ligt dan ook al dicht bij de buitenlandse referentiemeetpunten met een matig hoge stikstofdepositie. Dit zou impliceren dat wanneer in Nederland een substantiële verlaging van de huidige stikstofdepositie wordt gerealiseerd, monitoring met mossen in korte vegetatie een dergelijke verlaging kan traceren in natuurgebieden. In het advies van de Commissie Remkes (2020) wordt geadviseerd om in de periode 2020-2030 een reductie van de totale stikstofdepositie naar een mediane depositie van 15.4 kg N/ha/jr (1100 mol/ha/jr) te realiseren. Ten opzichte van de mediane depositie in 2020 van 22.4 kg N/ha/jr (1600 mol/ha/jr) is dat een reductie van ca. 33%. In het regeerakkoord van 2021-2025 wordt een versnelde realisatie van deze doelstelling nagestreefd. Een mediane waarde van 15.4 kg N/ha/jr in 2030 ligt wel nog in het traject met stikstofverzadiging (> 11 kg N/ha/jr) voor mossen in korte vegetatie, maar door ruimtelijke verschillen zal in een deel van Nederland de depositie onder deze range zitten. In aanzienlijke delen van Nederland zal de depositie daarom dalen naar de range waarin geen verzadiging meer optreedt (< 11 kg N/ha/jr). Wanneer deze doelstelling binnen afzienbare tijd (voor 2030) wordt gerealiseerd dan zou verlaging van het stikstofgehalte in mossen in aanzienlijke delen van Nederland gemeten kunnen worden. Vermoedelijk is dat ook het geval bij een minder sterke reductie van de stikstofdepositie. Een analyse van de ruimtelijke variatie van de stikstofdepositie van diverse modelscenario's kan meer inzicht geven in welke mate en waar verlaging van stikstofgehalte zou kunnen optreden. In genoemde buitenlandse studies was overigens de spreiding van de meetpunten rond de regressielijnen ook hoog, net als in Nederland. Deze spreiding zou deels kunnen worden verklaard door verschil in stikstofaccumulatie tussen mossen. Validatie onderzoek voor de soorten die in het ICP Vegetation programma worden gebruikt laat zien dat mossensoorten (Harmens et al. 2014) deels enigszins verschillen maar dat deze verschillen te gering zijn om de grote spreiding te verklaren. Dit impliceert dat gemodelleerde en gemeten stikstofdepositie maar een deel van de variatie in het stikstofgehalte in mos kan verklaren.

Ad 2: De spreiding van de meetlocaties over de stikstofdepositie (meeste locaties tussen 11 en 25 kg N/ha/j) was gering ten opzichte van de gradiënt in Nederland (in 2019 ca. 8-40 kg N/ha/j). De meeste locaties lagen in de kustduinen waar de stikstofdepositie voor Nederland relatief laag is en maar weinig locaties (2 gebieden) in het binnenland van midden en zuid Nederland waar de depositie deels veel hoger is dan in de kustduinen (Figuur 5). De geringe spreiding van de locaties over de depositiegradiënt had een praktische oorzaak omdat de meeste financiering beschikbaar was gesteld voor onderzoek in de kustduinen. Daarom is voor vervolgonderzoek verbreding van de locaties over de stikstofdepositiegradiënt zinvol.

Ad 3: De gemodelleerde stikstofdepositie met het OPS model en daarvan afgeleide Aerius model heeft een hoge foutenmarge. Fouten in het model kunnen ontstaan door onder andere onzekerheden in de gehanteerde informatie over de emissiebronnen en aannamen die daar voor gedaan worden. Daarnaast is het lokale depositiepatroon sterk afhankelijk van de ruimtelijke invoer van de aerodynamische ruwheid. Bij een hogere ruwheid (bv struweel en bos) treedt meer depositie op dan in korte vegetatie. Vooral de depositieberekeningen van ammoniak zijn hiervoor erg gevoelig. De ruwheid is grof geschematiseerd en in de duinen wordt weinig variatie in stikstofdepositie gemodelleerd, terwijl de ruwheid daar door verschillen in vegetatiestructuur en het reliëf mogelijk aanzienlijk is. Het lokale depositiepatroon is vooral aan het voorkomen van bos af te lezen. In onze analyse zit een mogelijke aanwijzing dat variatie in aerodynamische ruwheid in de korte vegetatie in de kustduinen van invloed is op de stikstofaccumulatie in mossen. Het stikstofgehalte in mos is namelijk positief gecorreleerd met de gehalten van K, Na en Mg die sterk bepaald worden door depositie van salt-spray. Depositie van salt-

spray wordt in de kustduinen niet alleen bepaald door de afstand tot zee, maar ook in sterke mate door de aerodynamische ruwheid van de vegetatie en het landschap (Du & Hesp 2020). Het is daarom zinvol om de invloed van aerodynamische ruwheid van de vegetatie en ook reliëf op basis van fijnmazige informatie van vegetatiestructuur en reliëf op het stikstofgehalte in mossen nader te analyseren. De zwak positieve relatie van stikstofgehalte in mos met gemeten ammoniak luchtconcentraties is ook een aanwijzing dat de stikstofaccumulatie in mossen nog beïnvloed wordt door de NH_x depositie, waarvan het aandeel in de totale depositie hoog is.

Ad 4: De vitaliteit van de bemonsterde mossoorten is variabel en dit kan doorwerken op de stikstofaccumulatie. Alhoewel soorten zijn bemonsterd die goed kunnen groeien in droge habitats is hun vitaliteit gevoelig voor sterke droogte. De metingen in 2020 en 2021 vonden plaats in een reeks van zeer droge jaren (2018, 2019, 2020). Sterke droogtestress vermindert de vitaliteit van de mossoorten die we hadden bemonsterd. Mogelijk speelt daarbij ook nog hittestress door een sterke opwarming van de zandbodem een rol die gecorreleerd is met perioden zonder of zeer weinig neerslag. Door droogte kunnen mossen ook moeite hebben met de opname van stoffen. Leblond (2004) vond dat Groot laddermos opgeloste stoffen beter kan opnemen dan in vaste vorm. Een verminderde vitaliteit bleek ook uit sterke bruinkleuring van mossentapijten in een deel van de onderzochte gebieden tijdens de bemonstering in 2020. Opvallend was dat een deel van de onderzochte gebieden wel vitale, groene mostapijten hadden. Ook in 2021 verschilde de kleur van mossen sterk en vertoonde ook het chlorofylgehalte grote verschillen (zie paragraaf 3.6). Mogelijk wordt de deze ruimtelijke variatie bepaald door subregionale verschillen in het neerslagpatroon. In de Luchterduinen werd in detailonderzoek aan de vegetatie vastgesteld dat in een deel van de onderzochte plots de mosbedekking toenam tussen 2018 en 2019 en dit gepaard ging met een sterk toename van de waterbeschikbaarheid voor de vegetatie (Aggenbach et al., 2020). Met een nadere analyse met lokale neerslaggegevens (interpolatie van metingen van neerslagstations op basis van Doppler-radar beelden) kan onderzocht worden wat de invloed is van neerslag en verdamping op het stikstofgehalte in mossen.

We hadden slechts twee meetpunten in bos uit één klein gebied met een hoge stikstofdepositie en stikstofgehalte in het mos. Deze meetpunten liggen dicht bij de regressielijn van stikstofgehalte in mos met de stikstofdepositie in bos van Meyer et al. (2015). Interessant is de regressielijn van Meyer et al. een sterk stijgend verloop heeft in het depositietraject van 1 tot 27 kg N/ha. Dat zou impliceren dat mossen in bos bij de huidige range van de stikstofdepositie in Nederland geen verzadiging vertonen voor stikstof. In potentie zouden stikstofmetingen in mosmonsters uit bossen dan een bio-indicator kunnen zijn in de hogere range van stikstofdepositie in Nederland. Salemaa et al. (2020) vonden echter dat Finse naaldbossen stikstofverzadiging bij een veel lagere stikstof depositie optrad (3-5 kg N/ha/j). Mogelijk speelt in de uitkomst voor stikstofverzadiging de invloed van droge depositie een rol. Finland is het aandeel van NH_x in de totale depositie relatief gering (ca. 40 %). In de studie van Meyer et al. (2015) bestaat de hoge range van stikstofdepositie uit meetlocaties in Nedersachsen waar het aandeel NH_x in de totale depositie hoger is. In Nederland is dat ook het geval met ca. 60-75% op onze eigen meetlocaties. Verder kan de langdurige hoge stikstofbelasting in Nederland en Nedersachsen tot oververzadiging van de bomen geleid hebben en daarmee tot een veel grotere bijdrage van stikstofuitloging uit de boomkruin aan de stikstofbelasting van de moslaag. Tevens heeft Nederland en Nedersachsen een warmer klimaat dan Finland wat van invloed kan zijn op afbraak van organische stof en de mineralisatie van stikstof uit strooisel. Daarnaast zouden verschillen in boomsoort en leeftijd van de boomopstand een rol kunnen spelen in het doorvareffect op stikstofdepositie. Het is daarom zinvol om voor de Nederlandse bossen uit te zoeken hoe het stikstofgehalte in mossen is gerelateerd aan stikstofdepositie met meetpunten die een spreiding hebben over de hele depositiegradiënt.

Uit de vergelijking van de patronen stikstofgehalten in zowel 1 jaar als 2-3 jaar mosmonsters blijkt dat stikstofgehalten van beide submonsters zeer sterk met elkaar gecorreleerd zijn. Dat betekent dat het voor biomonitoring van stikstofdepositie niet nodig is om alleen de jongste mosbiomassa te selecteren (ca. 1 jaar). Omdat het selecteren van de groene mosdelen (2-3 jaar) uit mosmonsters veel minder tijd kost dan het selecteren van de 1 jaar delen, kan uit praktische overwegingen het beste worden gekozen voor selectie van groene mosdelen die 2-3 jaar oud zijn. Dit komt ook overeen met het monster- en meetprotocol van de Moss Survey van ICP Vegetation en maakt het mogelijk om Nederlandse metingen zonder methodologische complicaties te vergelijken met de omvangrijke ICP-database van NW-Europa.

4.2 Effecten van de COVID-19 lockdowns en klimaat

Een geringe afname van het N-gehalte in de mossen tussen 2020 en 2021 lijkt het gevolg van de lagere verkeersintensiteit tijdens de lockdowns, in combinatie met een verlaging van de maximumsnelheid overdag vanaf maart 2020. De minder negatieve $\delta^{15}\text{N}$ waarde van de mossen in 2021 duidt echter op een relatief groter aandeel geoxideerd stikstof (NO_y) en een relatief kleiner aandeel gereduceerd stikstof (NH_x) in de totale N-depositie. Dit staat haaks op de verwachting dat de verhouding tussen geoxideerd en gereduceerd stikstof zou afnemen, omdat de lockdowns vooral NO_y -emissie (verkeer, industrie) en veel minder NH_x -emissie (landbouw) zouden moeten beïnvloeden. Wat verder meespeelt, is dat 2019 en 2020 veel drogere jaren waren dan 2021, waardoor er minder natte stikstofdepositie optrad en relatief meer droge NH_x -depositie was in 2019 en 2020. Normaal bestaat 33% van de totale depositie uit natte depositie, waarin meer NO_y aanwezig is (Shen et al., 2013). Tijdens droogte wordt er ook minder NO_3 opgenomen in het mosweefsel, door een verlaagde nitraat reductase-activiteit bij N-depositie niveaus boven de 10 kg N/ha/j (Díaz-Álvarez et al., 2018). Hierdoor spoelt er meer NO_y uit en geeft de $\delta^{15}\text{N}$ waarde van de mossen een overschatting van het aandeel NH_x in de N-depositie. Door waterstress nemen mossen ook in totaal minder stikstof op. Dit kan het verschil tussen beide meetjaren en het effect van de lockdowns dus onderschatten.

4.3 Bruikbaarheid van mossen als bio-indicator voor depositie van andere elementen

Dit onderzoek heeft als 'bijvangst' ook een analyse mogelijk gemaakt van de patronen van macro-elementen en zware metalen.

Allereerst kunnen ruimtelijke patronen van depositie van zware metalen in beeld worden gebracht. Hoge gehalten (bv Cu, Zn, Ti, V) kunnen in verband worden gebracht met industriële bronnen en voor de duinen ook met de positie t.o.v. van het (geürbaniseerde) binnenland met veel verkeer en industrie. Daarbij kunnen zelfs op lokale schaal (enkele km's) depositiegradiënten worden getraceerd. In combinatie met oude metingen van zware metalen uit 1995 was het ook mogelijk om trends in de tijd te traceren wat aan het licht bracht dat bepaalde industriegebieden nog steeds voor verhoogde metaal depositie zorgen, en andere plekken een verlaging van gehalten laten zien.

Analyse van macro-elementen en metalen leverde ook de mogelijkheid om emissiebronnen te traceren met behulp van statistische analyse van de samenhang tussen gehalten van elementen. Voor de kustduinen kon niet alleen de invloed van vervuiling met zware metalen worden getraceerd, maar ook de invloed van natuurlijke emissiebronnen zoals de zee via salt-spray en de bodem door verstuiving van duinzand en -stof. Zulke analyses kunnen inzicht geven in de emissie, transport en depositiemechanismen die een rol spelen in de depositie. Zo was het stikstofgehalte in de kustduinen gecorreleerd met de gehalten van elementen die vooral door salt-spray worden aangevoerd. De

correlatie van stikstof met salt-spray elementen hoeft niet te betekenen dat door de salt-spray zelf (en dus luchtaanvoer vanaf zee) extra stikstof neerslaat. Het achterliggende mechanisme hiervoor kan bestaan in de variatie in aerodynamische ruwheid van de vegetatie die zowel de depositie van stikstof als die van zeezouten sterk bepaald. Dit is dan een aanwijzing dat in korte vegetatie variatie in ruwheid van belang is voor de depositie. Een vergelijking van de elementgehalten in mos met de lokale geochemie van het duinzand gaf ook inzicht op welke elementen depositie van duinzand- en stof kan doorwerken. Zo kwam aan het licht dat de geochemie van het lokale duinzand ook invloed kan hebben op gehalten van zware metalen (bv As).

Door ook de gehalten van ander nutriënten (zoals fosfor en kalium) dan alleen stikstof te meten, wordt ook meer inzicht verkregen in de invloed van atmosferische depositie op nutriëntengehalten en -stoichiometrie in mossen. Een verrassende uitkomst is dat voor N:P ratio's niet zozeer de hoogte van de stikstofdepositie bepalend is, maar mogelijk vooral de variatie in fosfordepositie. Waardoor de ruimtelijke variatie in stikstofdepositie wordt bepaald is onduidelijk. Vanwege de positieve correlatie van het fosfor gehalte in mos met salt-spray elementen kan variatie in depositie van salt-spray een rol spelen. Mogelijk zijn er ook verschillen in depositie van fosfor uit duinstof, industrie en landbouw. Tevens laat de afname van het fosforgehalte tussen 2020 en 2021 zien dat het fosforgehalte in het mos sterk dynamisch is op een tijdschaal van 1 jaar. Oorzaken hiervan zijn niet onderzocht. Mogelijke oorzaken zijn 1) variatie in depositie van salt-spray, 2) variatie in depositie van stof uit duin, industrie en/of landbouw in 2020 door droge perioden voorafgaand aan de bemonstering, 3) variatie in natte depositie, 4) 'verduunning' van de fosfordepositie in de biomassa door sterkere productie in het relatief natte voorjaar voorafgaand aan de mos bemonstering van 2021. De nutriëntenhuishouding van mossen is belangrijk voor ecosystemen met een lage productiviteit van vaatplanten en waarin mossen een hoge bedekking hebben. De biomassaproductie van mos heeft in die situaties een belangrijk aandeel in de totale bovengrondse biomassaproductie en kan ook een belangrijke input leveren aan humusvorming in de bodem. Monitoring van elementgehalten in mossen levert daarom ook bijdrage aan het inzicht in het functioneren van ecosystemen en kan daarmee ook meer zicht geven in de ecosysteemeffecten van stikstofdepositie.

4.4 Conclusies

- Monitoring van stikstofgehalten in mos op locaties met korte vegetaties kan de effecten van een sterke verlaging van de stikstofdepositie ten opzichte van de huidige depositie zichtbaar maken in ruimte en tijd;
- Binnen Nederland is er op locaties met korte vegetaties geen duidelijk verband tussen de gemodelleerde stikstofdepositie (OPS-model) en het stikstofgehalte in mossen, omdat mossen stikstofverzadiging vertonen in het hoge bereik van stikstofdepositie (>11 kg N/ha/j) waar ze nog wel een zwak positief verband hebben met de ammoniakconcentratie in de lucht.
- Monitoring van stikstofgehalten in mos op locaties met bos kan mogelijk variatie in stikstof in het hoge bereik van stikstofdepositie zichtbaar maken in ruimte en tijd;
- Biomonitoring van stikstofdepositie kan mogelijk verbeterd worden door rekening te houden met de invloed van aerodynamische ruwheid van de vegetatie en van neerslag/verdampingspatroon op de stikstofconcentratie in mos.
- De lagere verkeersintensiteit tijdens de lockdowns, in combinatie met een verlaging van de maximumsnelheid overdag, lijkt te hebben geleid tot afname van het stikstofgehalte in de mossen tussen 2020 en 2021.
- De iets minder negatieve $\delta^{15}\text{N}$ waarde van de mossen in 2021 duidt op een iets kleiner aandeel gereduceerd stikstof (NH_x) in de totale stikstofdepositie. Verschillen in droogte en neerslag

kunnen de verhoudingen tussen gereduceerd stikstof en geoxideerd stikstof in de depositie beïnvloeden en ook de opname daarvan door mossen. Dit kan het verschil tussen beide meetjaren en het effect van de lockdowns dus onderschatten.

- Gehalten aan zware metalen in mossen kunnen ruimtelijke patronen van depositie op regionale en lokale schaal in kaart brengen. Door analyse van macro-elementen en zware metalen kunnen zowel antropogene als natuurlijke emissiebronnen (bijv. salt-spray en duinstof) getraceerd worden.
- Monitoring van elementgehalten in mossen draagt bij aan inzicht over het functioneren van ecosystemen en de ecosysteemeffecten van stikstofdepositie.

4.5 Aanbevelingen

Biomonitoring met mossen kan geschikt zijn om de voorgenomen verlaging van de stikstofdepositie in Nederland en ruimtelijke patronen van stikstofdepositie die niet goed gemodelleerd worden fijnmaziger in kaart te brengen. Tegelijk is het interpreteren van metingen met biomonitoring complex doordat meteorologische en biologische processen meespelen. Een zinvolle toepassing vergt daarom meer validatie en onderzoek, in lijn met het stikstofadvies van het Adviescollege Remkes. Voor monitoring van stikstofdepositie met mos als bio-indicator hebben we de volgende aanbevelingen:

- Voer een uitgebreidere validatie uit op het stikstofgehalte van mosbiomassa als bio-indicator voor stikstofdepositie op basis van aanvullende metingen, eventueel met andere algemene (korst)mossen die in korte vegetaties geen stikstofverzadiging vertonen bij de huidige stikstofdepositie. Maak daarbij onderscheid tussen korte vegetaties en bossen, omdat metingen in korte vegetaties perspectief bieden voor het traceren van een toekomstige verlaging van stikstofdepositie en metingen in bossen onderscheidend kunnen zijn in de huidige hoge range van stikstofdepositie. Een uitbreiding van de Nederlandse dataset is zinvol voor korte vegetatie in het binnenland en in bossen door heel het land. Een optie is om ook het aantal meetpunten uit te breiden met mosmetingen bij RIVM meetpunten voor stikstofdepositie en ammoniakconcentraties in de lucht, mede omdat MAN meetpunten met een hoge ammoniakconcentratie in de lucht ontbraken in onze dataset. Daarnaast is het aan te bevelen om recente MAN data van het halfjaar voorafgaand aan de monsternamen te gebruiken voor de validatie.
- Analyseer alleen de groene mosdelen (2-3 jaar oud). Dit kost minder tijd dan het scheiden van de mostoppen (1 jaar oude mosdelen) en bovendien zijn de stikstofgehalten in deze twee fracties zeer sterk aan elkaar gecorreleerd.
- Vergelijk gemeten stikstofgehalten met meerdere stikstofmodellen. In dit onderzoek is voor Nederland alleen gekeken naar de relatie met de stikstofberekeningen van het OPS-model. Door metingen te vergelijken met andere depositiemodellen kunnen ook de modellen zelf worden getest.
- Betrek in deze validatie ook het meten van de stikstof isotoopsignatuur van mosbiomassa, omdat deze op termijn kan veranderen wanneer de bijdrage van gereduceerd stikstof uit de agrarische sector afneemt. Een optie is om te kijken of het aanvullend meten van de zuurstof isotoopsignatuur een scherpere profilering van emissiebronnen oplevert. Voor een interpretatie van patronen is het wel nodig de isotoopsignatuur van de diverse emissiebronnen beter te kennen.
- Analyseer in hoeverre aerodynamische ruwheid van de vegetatie en het landschap stikstofgehalten in mossen beïnvloedt.
- Analyseer in hoeverre het neerslag/verdampingspatroon doorwerkt op stikstofgehalten in mossen.

- Verbreed het validatieonderzoek naar mossoorten in natte ecosystemen. Veenmossoorten zijn daar een kandidaat voor biomonitoring;
- Onderzoek in hoeverre mossoorten verschillen in stikstofgehalten. In dit onderzoek kon dat niet opgepakt worden. Dit is van belang omdat niet overal dezelfde mossoort kan worden gebruikt.
- Er is veel gepubliceerd onderzoek over biomonitoring van stikstofdepositie. Tijdens dit onderzoek was er geen tijd voor een grondige literatuurstudie. We adviseren daarom een literatuurstudie uit te voeren.
- Op basis van een eerste indruk uit de geraadpleegde literatuur lijkt een meta-analyse van datasets uit NW-Europa ook zeer zinvol. Diverse vragen kunnen namelijk met bestaande data worden beantwoord. Voor validatie van bio-indicatoren is het ook van belang om metingen in gebieden met een lage stikstofdepositie buiten de range van die in Nederland te gebruiken. In dit onderzoek beschikten we maar over weinig van zulke metingen en die zijn wel beschikbaar in buitenlandse datasets.
- Op basis van modelscenario's met verlaging van stikstofdepositie analyseren in welke mate in Nederland de depositie onder het stikstofverzadigingspunt van mossen zakt. Zo'n analyse kan laten zien waar en wanneer het stikstofgehalte in mossen zou kunnen dalen en kan gebruikt worden voor een ruimtelijke uitwerking van een landelijk meetnet.
- Wanneer door validatie meer zicht is ontstaan op de (on)mogelijkheden van biomonitoring met mossen en de monitoringsdoelen voor het stikstofdossier en natuurbeleid duidelijk zijn, kan gekeken worden welke meetopzet optimaal is. Dit betreft dan aspecten als dichtheid van meetpunten, verdeling over de depositiegradiënt, verdeling over vegetatiestructuur en natuurtypen en de meetfrequentie. De meetopzet van de moss survey van het ICP programma in Europa kan niet regelrecht worden overgenomen, omdat de doelen voor monitoring in Nederland kunnen afwijken van de uitgangspunten van het ICP: het volgen van atmosferische vervuiling door lange afstandstransport en veranderingen op middellange termijn.

Diverse van de hierboven genoemde aanbevelingen kunnen worden opgepakt in het Nationaal Kennisprogramma Stikstof (NKS) van het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.

Naast monitoring van stikstofdepositie kunnen mossen ook gebruikt worden voor monitoring van patronen en trends in depositie van zware metalen, PFAS, zeldzame aardelementen en microplastics. Op basis van ons onderzoek bevelen we aan om:

- Vervuiling met zware metalen door atmosferische depositie is nog steeds een probleem in Nederland. Monitoring van zware metaaldepositie met mossen zou kunnen meeliften op die van stikstof.
- Overweeg dan ook om PFAS en zeldzame aardelementen te gaan meten, omdat vervuiling door toepassing in allerlei producten kan toenemen. Monitoring van zulke stoffen in mossen geeft inzicht in het patroon van de actuele depositie en is daarmee aanvullend op meetprogramma's gericht op het meten van deze stoffen in bodem en water. Depositie van zeldzame aardelementen kan o.a. een probleem worden door het gebruik van katalysatoren in voertuigen.
- Vergelijk de uitgevoerde chemische analysemethode van metalen en zeldzame aardelementen op basis van de uitgevoerde metingen (ICP na destructie) met recent verkregen NAA analyses. De ICP analyse na destructie (met NHO_3 en H_2O_2) meet min of meer de elementfractie in het organisch stof en in makkelijk verweerbare mineralen, terwijl met NAA volledige metingen van totaalgehalten gedaan worden. Vergelijking van beide methoden geeft inzicht in de rol van depositie van slecht oplosbare mineralen en metallische deeltjes.

Het meten van elementgehalten in mossen biedt ook de mogelijkheid om fysisch-chemische processen en ecosysteem functioneren nader te onderzoeken. Mossen zijn belangrijk voor de primaire productie en

input van strooisel naar de bodem. Elementgehalten in mossen kunnen daardoor ook belangrijk zijn voor het ecosysteem functioneren. Hiervoor bevelen we aan:

- Wanneer biomonitoring van stikstof met mossen gaat plaatsvinden, meet dan ook gehalten van andere macro-elementen. Deze gegevens helpen bij de interpretatie van depositiebronnen en hebben ook een grote relevantie voor het functioneren van ecosystemen (o.a. nutriëntenstoichiometrie, regulatie basenrijkdom).
- Analyseer beschikbare gegevens op patronen voor gehalten van macro-elementen en stoichiometrie. In het uitgevoerde onderzoek kon dat beperkt worden uitgevoerd. Analyse van een grotere dataset die de depositiegradiënten (stikstof, zee-binnenland, industrie) en meerdere ecosystemetypen bestrijkt kan ook meer inzicht geven in de invloed van stikstofdepositie op het ecosysteem functioneren. Gezien de snelle verandering van het fosforgehalte is het ook zinvol om te kijken naar de dynamiek van diverse macro-elementen en nutriëntenratio's.

5 Literatuur

Aggenbach, C.J.S., S.M. Arens, Y. Fujita, A. Kooijman, T. NeijMeyer, M. Nijssen,, P.J. Stuyfzand, M. van Til, J.H. van Boxel & L.H. Cammeraat (2018). Herstel Grijze duinen door reactiveren kleinschalige dynamiek. 2018/ OBN 67-DK, Vereniging van Bos- en Natuureigenaren. Driebergen.

Aggenbach, C.J.S., Y. Fujita, L. Jones, A. Kooijman & A. Nanu (2020). Effectiveness of measures to mitigate high nitrogen deposition in dry habitats: BTO 2020.024 KWR Water Research Institute/ Centre for Ecology and Hydrology/ University of Amsterdam, Nieuwegein.

Anicic, M., M. V. Frontasyeva, M. Tomasevic & A. Popovic (2007). Assessment of atmospheric deposition of heavy metals and other elements in Belgrade using the moss biomonitoring technique and neutron activation analysis. *Environmental Monitoring and Assessment* 129:207-219.

Arroniz-Crespo, M., J. R. Leake, P. Horton & G. K. Phoenix (2008). Bryophyte physiological responses to, and recovery from, long-term nitrogen deposition and phosphorus fertilisation in acidic grassland. *New Phytologist* 180:864-874.

Bobbink, R., K. Hicks, J. Galloway, T. Spranger, R. Alkemade, M. Ashmore, M. Bustamante, S. Cinderby, E. Davidson, F. Dentener, B. Emmett, J. W. Erisman, M. Fenn, F. Gilliam, A. Nordin, L. Pardo & W. De Vries (2010). Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: A synthesis. *Ecological Applications* 20:30-59.

Bobbink, R. (2021). Effecten van stikstofdepositie nu en in 2030: een analyse. Rapportnummer RP-20.135.21.35, Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen.

Commissie Remkes (2020). Niet alles kan overal. Eindadvies over structurele aanpak. Adviescollege Stikstofproblematiek, 8 juni 2020.

Díaz-Álvarez, E. A., Lindig-Cisneros, R., & de la Barrera, E. (2018). Biomonitoring of atmospheric nitrogen deposition: Potential uses and limitations. *Conservation Physiology*, 6(coy011). <https://doi.org/10.1093/conphys/coy011>.

Du, J. H. & P. A. Hesp (2020). Salt Spray Distribution and Its Impact on Vegetation Zonation on Coastal Dunes: a Review. *Estuaries and Coasts* 43:1885-1907.

Frontasyeva M., Harmens H., Uzhinskiy A., Chaligava O. & participants of the moss survey (2020). Mosses as biomonitors of air pollution: 2015/2016 survey on heavy metals, nitrogen and POPs in Europe and beyond. Report of the ICP Vegetation Moss Survey Coordination Centre, Joint Institute for Nuclear Research, Dubna, Russian Federation, pp. 136.

Fujita, Y. & C.J.S. Aggenbach (2015). Effects of small scale eolian activity on soil and vegetation of grey dunes. KWR 2015.097, KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.

Glime, J. (2006). Bryophyte ecology. E-book, <https://digitalcommons.mtu.edu/bryophyte-ecology/>.

Grodzinska, K. & G. Szarek-Lukaszewska (2001). Response of mosses to the heavy metal deposition in Poland - an overview. *Environmental Pollution* 114:443-451.

Harmens, H., D. A. Norris, D. M. Cooper, G. Mills, E. Steinnes, E. Kubin, L. Thoni, J. R. Aboal, R. Alber, A. Carballeira, M. Coskun, L. De Temmerman, M. Frolova, L. Gonzalez-Miqueo, Z. Jeran, S. Leblond, S. Liiv, B. Mankovska, R. Pesch, J. Poikolainen, A. Ruhling, J. M. Santamaria, P. Simoneie, W. Schroder, I. Suchara, L. Yurukova & H. G. Zechmeister (2011). Nitrogen concentrations in mosses indicate the spatial distribution of atmospheric nitrogen deposition in Europe. *Environmental Pollution* 159:2852-2860.

- Harmens, H., D. Norris, G. Mills & the participants of the moss survey (2013). Heavy metals and nitrogen in mosses: spatial patterns in 2010/2011 and long-term temporal trends in Europe. ICP Vegetation Programme Coordination Centre.
- Harmens, H., E. Schnyder, L. Thoni, D. M. Cooper, G. Mills, S. Leblond, K. Mohr, J. Poikolainen, J. Santamaria, M. Skudnik, H. G. Zechmeister, A. J. Lindroos & A. Hanus-llnar (2014). Relationship between site-specific nitrogen concentrations in mosses and measured wet bulk atmospheric nitrogen deposition across Europe. *Environmental Pollution* 194:50-59.
- Johansson, O., Palmqvist, K. & Olofsson, J. (2012). Nitrogen deposition drives lichen community changes through differential species responses. *Global Change Biology*, 18(8), 2626-2635.
- Kooijman, A.M., Van der Hagen, H.G.J.M., & Noordijk, H. (2012). Stikstofdepositie in de duinen: alles in beeld? *Landschap*, 29(3), 147-154.
- Lazo, P., T. Stafilov, F. Qarri, S. Allajbeu, L. Bekteshi, M. Frontasyeva & H. Harmens. 2019. Spatial distribution and temporal trend of airborne trace metal deposition in Albania studied by moss biomonitoring. *Ecological Indicators* 101:1007-1017.
- Leblond, S. 2004. Étude pluridisciplinaire du transfert des métaux de l'atmosphère vers les mousses (*Scleropodium purum* (Hedw.) Limpr.): Suivi sur un site rural (Vouzon, France). Thèse de Doctorat, Université Paris.
- Meyer, M., W. Schroder, S. Nickel, S. Leblond, A. J. Lindroos, K. Mohr, J. Poikolainen, J. M. Santamaria, M. Skudnik, L. Thoni, B. Beudert, H. Dieffenbach-Fries, H. Schulte-Bisping & H. G. Zechmeister (2015). Relevance of canopy drip for the accumulation of nitrogen in moss used as biomonitors for atmospheric nitrogen deposition in Europe. *Science of the Total Environment* 538:600-610.
- Noordijk, H., Hollander, A., Sauter, F., & Van Pul, W.A.J., (2014). Ammoniakdepositie in de duinen langs de Noordzee- en Waddenkust. Report nr. 6800300001/2014. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Retrieved on 12-02-2021 from <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/6800300001.pdf>.
- Olde Venterink, H., Wassen, M. J., Verkroost, A. W. M., & De Ruiter, P. C. (2003). Species richness–productivity patterns differ between N-, P-, and K-limited wetlands. *Ecology*, 84(8), 2191-2199.
- Pitcairn, C., D. Fowler, I. Leith, L. Sheppard, S. Tang, M. Sutton & D. Famulari (2006). Diagnostic indicators of elevated nitrogen deposition. *Environmental Pollution* 144:941-950.
- Rühling, Å. (1994). Atmospheric Heavy Metal Deposition in Europe: – Estimation based on moss analysis. Nordic Council of Ministers.
- Rühling, Å., & Steinnes, E. (1998). Atmospheric Heavy Metal Deposition in Europe 1995-1996. Nordic Council of Ministers.
- Salemaa, M., A. J. Kieloaho, A. J. Lindroos, P. Merila, J. Poikolainen & S. Manninen (2020). Forest mosses sensitively indicate nitrogen deposition in boreal background areas. *Environmental Pollution* 261:13.
- Shen, J. L., Y. Li, X. J. Liu, X. S. Luo, H. Tang, Y. Z. Zhang & J. S. Wu (2013). Atmospheric dry and wet nitrogen deposition on three contrasting land use types of an agricultural catchment in subtropical central China. *Atmospheric Environment* 67:415-424.
- Solga, A., Burkhardt, J., Zechmeister, H. G., & Frahm, J.-P. (2005). Nitrogen content, ¹⁵N natural abundance and biomass of the two pleurocarpous mosses *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. And *Scleropodium purum* (Hedw.) Limpr. In relation to atmospheric nitrogen deposition. *Environmental Pollution*, 134(3), 465–473.
- Solga, A. (2007). Seasonal variation in the nitrogen concentration and N-15 natural abundance of a pleurocarpous moss species in dependence on nitrogen deposition dynamics. *Cryptogamie Bryologie* 28:93-102.

Steinnes, E. (1995). A critical-evaluation of the use of naturally growing moss to monitor the deposition of atmospheric metals. *Science of the Total Environment* 160-61:243-249

Stuyfzand P.J., S.M. Arens, A.P.Oost & P.K. Baggelaar (2012). *Geochemische effecten van zandsuppleties in Nederland, langs de kust van Ameland tot Walcheren*. Bosschap Rapport 2012/OBN167-DK.

Stuyfzand, P.J, C.J.S. Aggenbach & Y. Fujita (2019). *Ontkalking en verzuring van de Nederlandse kustduinen: status quo, toekomst en maatregelen*. KWR 2019.045, KWR Water Research Institute, Nieuwegein.

Van Herk, K., H. Kros, W. de Vries, A. van Pul (2018). *Ammoniak in het milieu: trends bij korstmossen*. *Vfocus* p.30-33.

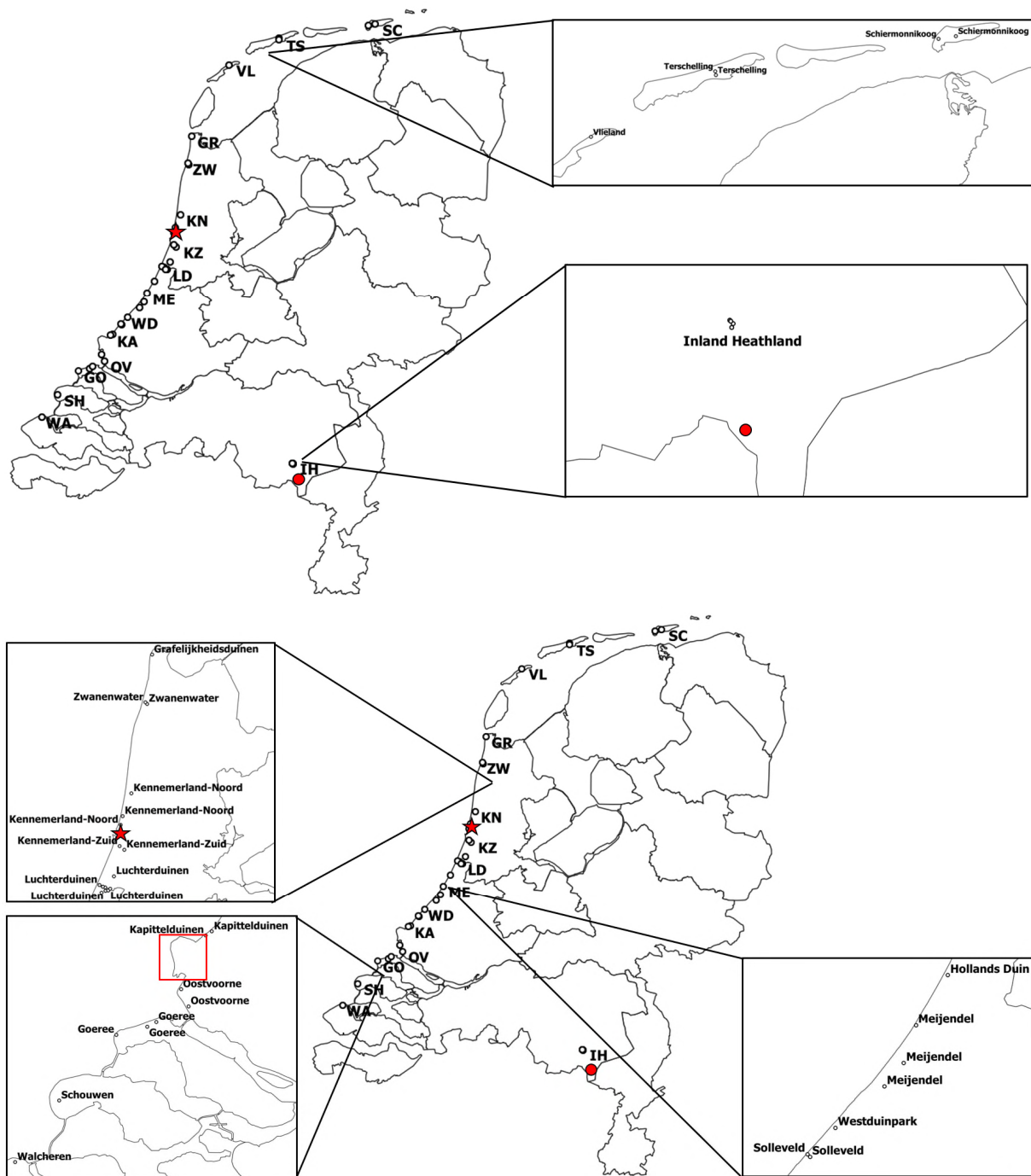
WGE (2019). *Heavy metals, nitrogen and pops in European mosses: 2020 survey. MONITORING MANUAL*. International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on Natural Vegetation and Crops.

Xiao, H.-Y., Tang, C.-G., Xiao, H.-W., Liu, X.-Y., & Liu, C.-Q. (2010). Mosses Indicating Atmospheric Nitrogen Deposition and Sources in the Yangtze River Drainage Basin, China. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 115(D14).

Zechmeister, H. G. (1998). Annual growth of four pleurocarpous moss species and their applicability for biomonitoring heavy metals. *Environmental Monitoring and Assessment* 52:441-451.

Zechmeister, H. G., Richter, A., Smidt, S., Hohenwallner, D., Roder, I., Maringer, S., & Wanek, W. (2008). Total Nitrogen Content and $\delta^{15}\text{N}$ Signatures in Moss Tissue: Indicative Value for Nitrogen Deposition Patterns and Source Allocation on a Nationwide Scale. *Environmental Science & Technology*, 42(23), 8661–8667.

Bijlage 1. Overzicht van Nederlandse monsterlocaties met bijbehorende coderingen



Overzicht van Nederlandse monsterlocaties. De rode ster en cirkel geven de locaties van relevante staalindustrie aan.